

최 중  
연구보고서

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원  
오염용수의 자연정화기술 개발

Development of a Natural Purification Technology  
of Polluted Agricultural Water from Non-point  
Sources in Greenhouse Area for Sustainable  
Agriculture

연구기관  
경 상 대 학 교

농 립 부

## 제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2007 년 5 월 24 일

주관연구기관명 : 경상대학교  
총괄연구책임자 : 허 중 수  
세부연구책임자 : 허 중 수  
연 구 원 : 서 동 철  
연 구 원 : 곽 내 운  
연 구 원 : 황 하 나  
연 구 원 : 박 미 령  
연 구 원 : 조 인 재  
연 구 원 : 황 승 하  
연 구 원 : 김 형 준  
연 구 원 : 박 우 영  
연 구 원 : 임 중 서  
연 구 원 : 이 효 원  
연 구 원 : 강 성 모  
연 구 원 : 서 민 경  
협동연구기관명 : 진주산업대학교  
협동연구책임자 : 박 현 건  
연 구 원 : 이 홍 재  
연 구 원 : 김 대 민  
연 구 원 : 김 현 수  
연 구 원 : 이 은 정  
연 구 원 : 오 세 중

# 요 약 문

## I. 제 목

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술개발

## II. 연구개발의 목적 및 필요성

수질 오염을 유발하는 오염원은 크게 점오염원 (Point pollutant source)과 비점오염원 (Non-point pollutant source)으로 구분하고 있다 (Lee, 2004; 關係部處合同, 2004, 환경부). 비점오염원은 농지에 살포된 농약, 축사에서 유출물, 도로상 오염물질, 도시지역의 먼지와 쓰레기, 지표상 퇴적 오염물질 등이 강우 시 빗물과 함께 유출되면서 발생하며 (Lee, 1996; Lee et al., 2002; 환경부, 2005), 이러한 오염물질과 화학물질이 결합된 입자들이 빗물에 의해 운반되어 하천으로 유입되면 심각한 수질 문제를 일으킬 수 있다.

미국환경보호청 (EPA)에 따르면 비점오염원은 호수 오염의 76%를 차지하며, 미국 내의 지표수로 유입되는 오염물질 부하량의 약 65%가 비점오염원이라고 하였다 (USEPA, 1989). 특히 우리나라 4대강의 경우 한강이 30.7%, 영산강·섬진강 37.4%, 낙동강 25.4% 및 금강·만경·동진강이 21.7%로 평균 27.5%의 비점오염원에 의한 오염 비율이 상당히 높은 것을 알 수 있다 (關係部處合同, 2004).

이러한 비점오염원은 배출지점이 유역전체에 걸쳐있어 제어가 어렵고, 제어를 한다고 해도 일정한 처리효과를 얻기 위해 장시간이 소요되며, 강우량에 따라 유입량이 크게 변동되어 일정한 처리효율을 얻기가 힘든 단점이 있다. 또한 비점오염원은 유기물질 오염을 주 대상으로 하는 점오염원과 달리 농경지 등에서 유출되는 질소 및 인과 같은 영양염류, 세균이나 바이러스 등의 미생물류, 농약, 토사 및 유해 화학물질 등 여러 가지 오염물질이 대상으로 포함되어 있어 관리대책에도 많은 어려움이 있다 (Kwun, 1998; Lee et al., 2002).

우리나라의 농경지 면적은 해마다 조금씩 감소하고 있지만 전 국토면적의 약 20%에 해당한다. 이 중 시설재배는 1951년경 김해지방에 염화비닐하우스로 시작된

이래 1954년 폴리에틸렌의 국내 생산과 함께 급속도로 성장하여 2000년에는 시설작물재배 면적이 1,005,758 ha에 달했다 (환경부, 2005). 이러한 시설재배면적의 급증과 더불어 재배작형이 다양화되었고, 시설재배작물의 생산성 증대를 위한 각종 비료 및 가축분 퇴비의 무분별한 시용과 작물의 연작은 토양 내 염류 직접을 초래하였고, 그 결과 염류의 용탈이 지하수의 오염을 가속화시키고 있는 실정이다. 이는 토양 내 축적된 염류의 성분 중 음전하를 띤 성분은 토양 내 잔류성이 적고, 이동성이 크므로 지하수오염으로 직결된다. 이들 성분 중 일부는 영양염류로서 비점오염원의 잠재성을 지니게 된다 (Kwun, 1998; 關係部處合同, 2004). 특히 농경지에서 발생될 비점오염원의 잠재성은 우리나라 연간 총 물 사용량 중 농업용수가 149억  $m^3$ 으로 전체의 50%를 차지할 정도로 엄청난 잠재력을 가지고 있는 실정이며, 이는 생활용수 (62억  $m^3$ )와 공업용수 (26억  $m^3$ )를 합한 것의 1.7배에 달하는 것이다 (환경부, 2001).

비점오염 발생원 중 시설원예지대에서 발생하는 오염용수의 처리는 아직 까지 이루어 지지 않고 있으며, 다만 환경부에서 2004년부터 비점오염원 관리종합대책을 수립하고 실행해 나가고 있는 실정으로 선진국에 비해 비점오염원의 관리가 매우 미흡한 상태이다 (關係部處合同, 2004).

시설원예지대에서 발생하는 오염용수는 대도시의 일반 생활하수나 농촌에서 발생하는 하수와 달리 유출량이 일정하지 않고, 기후와 강수량에 따라 많은 영향을 받으며, 효율적인 관리에 많은 어려움이 있다 (CH2M HILL, 1990; Jung et al., 2004).

비점오염원의 저감을 위한 관리기술은 매우 다양하다. 비점오염원에 대한 국내에 적용 가능한 처리공법 중 저류형은 연못, 저류지, 이중연못저류조 (유수지활용), 인공습지, 침투형은 침투조, 침투도랑 및 침투성포장이 있고, 식생형은 식생여과대 및 식생수로가 있으며, 여과장치형은 강우여과조 (Storm filter), 모래여과조 (Sand filter)가 있고, 하수처리형에는 초고속응집·침전시설, 생물학적 처리시설 (접촉안정법, 폭기식 라군법, 살수여상법 및 회전원판법)등이 대표적인 처리공법들이다 (Jung et al., 2004). 이 중 점오염원 및 비점오염원을 환경친화형 자연정화공법으로 처리할 수 있는 대표적인 공법이 연못 시스템, 인공습지 및 연못-습지 시스템 등이 있다 (Park, 1999). 하지만 인공습지를 우리나라 농촌 지역의 시설원예지대에서 발생하는 오염용수 처리에 적용한 경우는 전무한 실정이다. 이에 비점오염원 중 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 무기 염류, 질소 및 인 등의 고농도 오염물질을 효과적

으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 자연정화공법에 의한 오염용수처리장의 개발이 필요할 것으로 판단되었다.

따라서 본 연구는 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하고자 자연정화공법에 의한 오염용수처리장을 개발하기 위해 1차년도에는 여재의 흡착능력 및 오염물질 처리효율 조사와 함께 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하여 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적조건을 구명하였다. 또한, 2-3차년도에는 이들 최적조건을 적용하여 실제 현장 오염용수처리장 개발 및 실용화를 위해 실제 시설원예지대에 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 실제 시설원예지대의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사와 더불어 실제 국내 농촌지역 시설원예지대에서 실용화를 위한 적합성과 효율성을 모두 검증하였다. 이상의 결과를 바탕으로 하여 향후 국내 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 오염용수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지침을 제시하였다.

### Ⅲ. 연구개발 내용 및 범위

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위해 1차년도에는 여재의 흡착능력 및 오염물질 처리효율 조사와 함께 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하여 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적조건을 오염물질의 수처리효율, 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상을 조사 통해 구명하였다. 그리고 2-3차년도에는 이들 최적조건을 적용하여 실제 현장 오염용수처리장 개발 및 실용화를 위해 실제 시설원예지대에 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 현장하수처리장에서 수처리효율, 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상 조사를 통해 실제 시설원예지대의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사와 함께 실제 국내 농촌지역 시설원예지대에서 실용화를 위한 적합성과 효율성을 모두 검증하였다. 또한 이들 수질, 수생식물, 여재 및 미생물 결과를 이용하여 본 오염용수처리장에서 오염물질 수지를 조사하여 향후 국내 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 오염용수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지침을 제시하였다. 구체적인 연구개발의 내용 및 범위는 다음과 같다.

1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험
  - 가. 오염 농업용수 조사
  - 나. 여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사
    - 1) 여재 종류별 질소의 흡착특성 조사
    - 2) 여재 종류별 인의 흡착특성
    - 3) 여재 종류별 등온흡착식의 적용성 검토
  - 다. Column 실험에서의 오염용수 처리효율 조사
    - 1) 처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사
    - 2) 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사
    - 3) 오염용수 중 오염물질의 총 처리량 조사
  - 라. 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리기술 개발을 위한 기초실험
    - 1) 소형 오염용수처리장치에서의 수처리 효율 조사

- 가) 호기·혐기 조합방법에 따른 수처리 효율 조사
  - 나) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사
  - 다) 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 조사
  - 라) 오염용수의 주입비율에 따른 수처리 효율 조사
  - 마) 질소 및 인 처리효율 극대화를 위한 공법 개선 후 수처리 효율 조사
    - (1) 호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 수처리 효율
    - (2) 혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리 효율
  - 2) 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량
    - 가) 수생식물의 생육상황
    - 나) 수생식물의 무기성분 함량
  - 3) 소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사
    - 가) 여재의 이화학적 특성
    - 나) 여재 표면의 무기성분 흡착특성
  - 4) 소형 오염용수처리장치에서의 미생물상 조사
    - 가) 여재 표면의 미생물상 조사
    - 나) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량
    - 다) 여재 표면의 생물막 부착상태 조사
2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발
- 가. 현장 오염용수처리장에서의 수처리 효율 조사
    - 1) 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율 조사
    - 2) 오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율 조사
    - 3) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사
    - 4) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 조사
      - 가) 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사
      - 나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사
      - 다) 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 조사
    - 5) 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사
    - 6) 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 조사
    - 7) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 조사

- 8) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도 조사
  - 9) 이상기후에서의 수처리 효율 조사
  - 10) 계절별 수처리 효율 조사
  - 11) 기온별 수처리 효율 조사
  - 12) 연차별 수처리 효율 조사
- 나. 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사
- 1) 수생식물의 생육상황 조사
  - 2) 수생식물의 무기성분 함량 조사
  - 3) 수생식물의 무기성분 흡수량 조사
- 다. 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성조사
- 1) 여재의 물리적 특성
  - 2) 여재의 화학적 특성
  - 3) 여재 표면의 무기성분 흡착특성
- 라. 현장 오염용수처리장에서의 미생물상 조사
- 1) 여재 표면의 미생물상 조사
  - 2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량
  - 3) 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태 조사
- 마. 현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수치
- 1) 현장 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량
  - 2) 현장 오염용수처리장의 오염물질 수치
    - 가) BOD 수치
    - 나) COD 수치
    - 다) SS 수치
    - 라) T-N 수치
    - 마) T-P 수치



## IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

### 1. 연구개발 결과

본 연구는 비점오염원 중 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 무기 염류, 질소 및 인 등의 고농도 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급기술 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 자연정화공법에 의한 오염용수처리장을 개발코자 하였다.

#### 가. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 여재의 흡착능력을 조사하기 위해 여재종류별 흡착특성을 온도별 및 pH별로 각각 조사하여 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다. 그리고 소형 오염용수처리장치에 사용될 최적여재를 선정하기 위해 여재종류별 오염물질의 흡착특성을 고려하여 column실험에서의 오염용수처리 효율을 처리시일별, 오염용수 주입량별 및 오염물질의 총 처리량을 각각 조사하였다. 또한 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적조건을 조사하기 위해 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하여 오염용수 중 오염물질의 수처리효율, 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상을 조사하였다.

여재종류별 질소의 흡착특성을 조사한 결과 온도에 따른 여재종류별 암모니아성 질소의 흡착능 (K) 및 최대흡착능 (a)는 방해석>왕사>쇄석 및 방해석>>왕사=쇄석의 순이었으며, pH에 따른 여재종류별 암모니아성 질소의 흡착능 (K) 및 최대흡착능 (a)는 방해석>>쇄석=왕사 및 방해석>>왕사>쇄석의 순이었다. 하지만 여재종류별 질산성질소의 흡착은 모든 여재에서 일어나지 않았다. 여재 종류별 인의 흡착특성을 조사한 결과 온도에 따른 여재종류별 인의 흡착능(K) 및 최대흡착능 (a)는 방해석>쇄석>왕사 및 방해석>>쇄석=왕사의 순이었으며, pH에 따른 여재종류별 인의 흡착능 (K) 및 최대흡착능 (a)는 각각 방해석>쇄석=왕사 및 방해석>>

쇄석>왕사의 순이었다. 여재종류별 등온흡착식을 적용 검토한 결과 모든 여재에서의 암모니아성 질소와 인의 실제 흡착량과 일치되는 등온흡착식은 Langmuir 등온흡착식이었다. 따라서  $\text{NH}_4\text{-N}$  및 인의 흡착처리시 정확한 흡착량을 예측하기 위한 흡착평형 모델식은 모든 여재에서 Langmuir 등온흡착식을 적용하는 것이 적합할 것으로 사료되었다.

여재종류별 오염물질의 흡착특성을 고려하여 소형 오염용수처리장치에 사용될 최적의 여재를 선정하기 위한 column 실험에서의 처리시일에 따른 오염용수의 COD 처리 효율은 전반적으로 혼합여재가 다른 여재에 비해 처리효율이 미미하지만 약간 높은 경향이었고, T-N 처리효율은 쇄석>혼합여재>왕사>방해석의 순으로 쇄석이 48.9%로 가장 높았으며, T-P 처리효율은 방해석>혼합여재>쇄석>왕사의 순으로 방해석이 66%로 가장 높았다. 오염용수 주입량에 따른 오염용수 중 COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 전반적으로 주입량 1 L일 때가 다른 주입량에 비해 처리효율이 매우 높았으며, 주입량이 증가하면서 처리효율이 약간 감소하는 경향이었다. 오염용수 중 COD의 총 처리량은 왕사가  $12,697 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 많았고, T-N의 총 처리량은 쇄석이  $11,482 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 많았으며, T-P의 총 처리량은 방해석이  $1,005 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 가장 많았다.

이상의 결과를 종합하면 여재종류별 오염물질의 흡착특성 및 column 실험에서의 오염용수 처리효율을 검토한 결과 COD 및 T-N을 가장 효율적으로 처리할 수 있는 여재는 쇄석이었고, T-P를 가장 효율적으로 처리 할 수 있는 여재는 방해석인 것으로 사료된다.

자연정화공법에 의한 오염 농업용수처리장을 개발하기 위한 최적조건을 조사하기 위해 여재종류별 오염물질의 흡착특성 및 column 실험의 결과에서의 최적여재인 혼합여재를 이용하여 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하였다.

소형 오염용수처리장치에서 왕사, 쇄석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇄석:방해석=1:1:1)의 4종류의 여재를 사용하여 호기-혐기조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별, 오염용수 주입비율별, 호기성조의 통풍방법별 및 혐기성조의 무산소 전환별 수처리 효율을 조사한 결과 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm, 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율은 70:30, 호기성조의 통풍방법은 이중통풍 그리고 혐기성조의 무산소

조건은 혐기-호기-무산소의 조합이었다. 이상의 최적조건하에서 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 각각 94, 97, 58 및 84%이었다. 그러나 T-N 및 T-P의 처리효율을 향상시키기 위해서는 혐기-호기-무산소 조합형으로 시공하는 것이 적합할 것으로 사료되나 무산소의 조건이 실제 현장 오염용수처리장에서 시공하기가 어렵기 때문에 아직까지는 실용성면에서 혐기-호기-혐기 조합형이 적합할 것으로 사료된다.

이상의 결과에서 자연정화공법에 의한 오염 농업용수를 효과적으로 처리하기 위한 소형 오염용수처리장치는 질소의 처리효율이 우수한 쇄석과 인의 처리효율이 우수한 방해석을 혼합한 여재가 가장 효율적일 것으로 사료되며, 소형 오염용수처리장치에서의 오염 농업용수의 효과적인 처리를 위한 최적조합은 혐기-호기-혐기 조합형이었다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황을 수생식물 이식 후 1, 3, 6 및 9 개월 후 1차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포, 삿갓사초 및 골풀의 생육상황을 살펴본 결과 각 수생식물은 왕사, 쇄석 및 혼합여재의 수생식물이 방해석의 수생식물에 비해 약간 생육이 좋았고, 그 중 노랑꽃창포가 가장 생육상황이 양호하였다. 2차 처리조인 호기성조에 이식한 갈대의 경우 여재 종류에 상관없이 수생식물의 생육이 저조하였으나, 수생식물 이식 3개월 이후부터 생육이 좋았으며, 겨울철 모두 고사하였다가 이듬해인 수생식물 생육 9개월 이후에 급격히 성장하였다. 3차 처리조인 혐기성조에도 1차 처리조인 혐기성조와 동일한 수생식물을 이식하였으나, 1차 및 2차 처리에서 대부분의 영양 염류가 처리됨으로서 전체적인 생육이 저조하였다. 생육시기별 수생식물의 무기성분 및 중금속 함량은 비슷하였거나 약간씩 감소하는 경향이었다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리처리 시일이 경과함에 따라 사용한 여재의 pH는 왕사의 경우 6.36~7.34이었고, 쇄석, 방해석 및 혼합여재의 경우 pH가 7.21~8.76정도로 왕사에 비해 약간 높은 경향이었다. EC는 0~0.07 dS m<sup>-1</sup>범위이었다. 여재의 유기물, T-N 및 T-P 함량은 모든 조에서 오염용수 처리 시일이 경과함에 따라 약간씩 증가하는 경향이었고, 특히 호기성조는 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이었다. 여재의 무기성분 함량은 모든 조에서 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하거나 별 차이 없었다. 여재의 무기성분 흡착특성을 조사한 결과 오염용수 처리 6개월 후의 여재 표면은 원여재의

표면에서 찾아 볼 수 없었던 P, Ca, Fe, Na 및 Mg 등의 무기성분 함량이 증가 하였다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치에서 오염용수처리 시기별 여재 표면 미생물상 변화는 1차, 2차 및 3차 처리조에서 모두 총세균이 많았으며, 박테리아 및 셀룰로스분해균도 많이 분포되어 있었고, 특히 호기성조에는 암모니아 산화세균이 많았으며, 혐기성조에는 탈질균과 질산환원균이 많았다. 여재 표면의 총 생물막 함량 및 생물막 중 T-P함량은 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 증가하였고, 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조가 3차 처리조인 혐기성조에 비해 총 생물막 및 생물막중 T-P함량이 높은 경향이었다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술개발을 위한 기초 실험의 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm, 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입 비율은 70:30이었고, 호기성조의 최적의 통풍방법은 이중통풍이었다.

#### 나. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발

시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험의 최적 조건하에서 실제 현장 오염용수처리장 개발 및 실용화를 위해 실제 시설원예지대에 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 현장 오염용수처리장을 혐기-호기-혐기 조합형과 호기-혐기 조합형의 2개의 조건으로 나누어 설계 및 시공하였다.

현장 오염용수처리장의 오염용수처리 효율 조사는 오염용수처리 처리공법별, 오염용수 처리시일별, 오염용수의 부하량별, 수처리공법 개선별, 오염용수 전처리 유무별, 오염용수 주입방법별, 현장오염용수 처리장에서의 오염물질의 반응비 및 분해 속도, 이상기후 시, 계절별, 기온별 및 연차별 등 수처리 효율을 각각 조사하였다. 그리고 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량을 조사하였고, 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성 및 여재의 무기성분 흡착특성을 조사하였으며, 현장 오염용수처리장의 미생물상을 조사하였다. 이들 결과를 통해 실제 시설원예지대의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사와 함께 실제 국내 농촌지역 시설원예지대에서 실용화를 위한 적합성과 효율성을 모두 검증하였다. 또한 이들 수질, 수생식물, 여재 및 미생물 결과를 이용하여 본 오염용수처

리장에서 오염물질 수지를 조사하여 향후 국내 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 오염용수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지침을 제시하였다.

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 오염용수 중 수처리 효율을 조사한 결과 방류수 중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형이 각각 94.8, 90.3, 82.6 및 87.5%로 호기-혐기 조합형에 비해 약간 높은 처리효율을 보였고, 방류수중의 SS의 처리효율은 두 조건 모두 별 차이 없이 93%이상의 매우 높은 처리효율을 보였다. 따라서 시설원예지대에서 유출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 최적공법은 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장이었다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수처리 처리시일에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 오염용수 원수의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 함량은 각각 9.4~26.9, 24.0~54.3, 25.3~67.0, 15.4~35.1 및 1.9~5.2 mg L<sup>-1</sup>범위로서 시기에 따라 매우 불규칙하였으며, 오염용수 처리시일이 경과할수록 오염용수처리장의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P처리효율이 점점 안정화되는 경향이었으며, 방류수중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 함량은 각각 0.3~2.0, 2.0~6.0, 0.2~2.0, 2.9~6.0 및 0.21~0.76 mg L<sup>-1</sup>로 안정적인 처리가 되었다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 처리 효율을 조사한 결과 오염용수처리장의 BOD, COD, T-N 및 T-P처리효율은 1차 처리조인 혐기성조 처리수의 경우 전반적으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소하는 경향이었으나, 2차 처리조인 호기성조 처리수와 3차 처리조인 혐기성조 처리수의 경우 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 안정적으로 처리되었다. 그러나 SS의 수처리효율은 모든 조에서 부하량에 따라 별 차이 없이 안정적으로 처리되었다.

자연정화공법에 의한 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 질소 및 인 처리효율 극대화를 위해 수처리 공법개선을 한 결과 오염용수의 혐기성조와 호기성조 동시 주입에 따른 수처리 공법개선의 경우 질소와 인의 수처리 효율향상을 기대할 수 있었으나, 방류수의 혐기성조 재처리 및 방류수의 호기성조 재처리에 다른 수처리 공법개선은 질소 및 인의 수처리 효율을 향상을 기대하기에 부적합한 공법이었다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 전처리 유무는 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율에는 큰 영향이 없었고, SS의 처리효율만 약간 향상 되었는데 이는 시설원예지대의 유출수중에 토양이 오염용수로 일부 유입되어 전처리조인 침전에 의해 처리되었기 때문으로 사료된다. 따라서 현장 오염용수처리장의 수처리 효율적인 측면에서는 필요 없을 것으로 판단되나, 향후 오염용수처리장의 장기간 사용을 위해서는 침전조를 두는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

자연정화공법에 의한 협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수 주입방법에 따른 방류수중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 연속주입 및 운전정지 후 연속주입이 간헐주입에 비해 약간 높았으나 큰 차이가 나지 않았다. 따라서 본 협기-호기-협기 조합형 공법은 오염용수 부하주기나 부하량의 변동이 심한 비점오염원인 시설원예지대 오염용수 처리에 가장 적합한 공법으로 사료된다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 각 처리조별 오염물질의 분해속도는 전반적으로 1차 처리조인 협기성조는  $T-P > BOD > T-N$  순이었고, 2차 처리조인 호기성조는  $BOD > T-N \approx T-P$  순이었으며, 3차 처리조인 협기성조는  $BOD > T-N > T-P$  순이었다.

자연정화공법에 의한 협기-협기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 운전 2년 동안의 이상기후에서의 수처리 효율을 조사한 결과 방류수 중의 BOD 처리효율은 휴한기가 91%로 연평균 처리효율과 장마기의 93~95%에 비해 미미하게 감소하였고, COD 처리효율은 BOD 처리효율과 비슷하였다. 방류수 중의 SS 처리효율은 모든 조건에서 별 차이 없이 95~96%로 매우 높은 처리효율을 보였으며, T-N 처리효율은 연평균처리효율과 장마기가 각각 83 및 82%로 휴한기의 80%에 비해 약간 높았고, T-P의 경우 연평균 처리효율이 88%로 장마기 및 휴한기의 86 및 86%에 비해 미미하게 낮았으나, 전반적으로 86%이상의 높은 처리효율을 보였다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 계절별 수처리 효율을 조사한 결과 BOD 및 T-N의 처리 효율은 봄, 여름 및 가을이 겨울에 비해 약간 높았으며, COD의 처리효율은 여름과 가을이 봄과 겨울에 비해 약간 높았다. 또한 SS 및 T-P의 처리효율은 계절에 관계없이 높았다.

자연정화공법에 의한 협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 기온별 수처리 효율 조사한 결과 BOD, COD 및 T-N의 처리효율은 기온이 내려감에 따라

수처리 효율이 미미하게 감소하는 경향이었고, SS 및 T-P의 처리효율은 기온에 관계없이 일정하고 높은 처리효율을 보였다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 연차별 방류수 중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 초기 운전 1년 동안의 경우 93, 86, 96, 75 및 82% 이었고, 운전 1년 후부터 2년 동안의 경우 99, 91, 97, 84 및 88%로 전반적으로 운전 1년 이후가 약간 높은 경향이었고, SS 및 T-P의 처리효율은 오염용수처리장 운전기간에 상관없이 일정하였다.

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황은 오염용수처리 시일이 경과할수록 전반적으로 왕성하게 성장하였으며, 겨울철에는 모든 수생식물이 고사하였다가 이듬해에는 전년도에 비해 더욱 왕성하게 성장하였고, 무기성분 함량은 오염용수처리 시일이 경과할수록 비슷하거나 약간씩 감소하는 경향이였다. 수생식물의 생육시기에 따른 질소 흡수량은 1차 처리조인 협기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 협기성조 모두 수생식물의 이식 후 시일이 경과함에 따라 점점 증가하였고, 질소 흡수량이 최대인 수생식물이식 후 22개월인 2007년 5월에 각 수생식물의 질소 흡수량은 1차 처리 협기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 11.5 및 0.32 g plant<sup>-1</sup>이었고, 2차 처리 호기성조에 이식한 갈대가 0.21 g plant<sup>-1</sup>이었으며, 3차 처리 협기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 5.76 및 0.20 g plant<sup>-1</sup>로 노랑꽃창포>>골풀>갈대 순이었고, 특히 노랑꽃창포가 다른 수생식물에 비해 질소 흡수량이 매우 높았다. 인 흡수량이 최대인 수생식물 이식 후 22개월 후인 2007년 5월에 각 수생식물의 인 흡수량은 1차 처리 협기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 3.36 및 0.02 g plant<sup>-1</sup>이었고, 2차 처리 호기성조에 이식한 갈대가 0.08 g plant<sup>-1</sup>이며, 3차 처리 협기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 1.69 및 0.01 g plant<sup>-1</sup>로 노랑꽃창포>>골풀>갈대 순이었고, 특히 노랑꽃창포가 다른 수생식물에 비해 월등히 높은 흡수량을 보였다.

자연정화공법에 의한 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 물리적 특성 중 입경 분포도, 가비중 및 공극률은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 모든 처리조에서 원여재와 별 차이가 없었다. 여재의 화학적 특성중 pH, EC, 유기물, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P 및 기타 무기성분 함량은 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이었고, 유기물 및 T-N함량은 오염용수처리장 1차 처리 협기성조 표층이 다른 층위에 비해 약간 높았다. 여재의 무기성분 흡착특성을 조사한 결과

오염용수 처리 6 및 22개월 후의 여재 표면은 원여재의 표면에서 찾아 볼 수 없었던 K, Ca, Fe, Na 및 Mg 등의 무기성분 함량이 증가 하였다.

여재 표면의 생물막은 1차 처리 혐기성조와 2차 처리 호기성조 모두에서 총세균 수가 가장 많았으며, 모든 미생물은 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조가 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조보다 많이 분포하였고, 모든 미생물상은 오염용수처리 시일이 경과할수록 점차 증가하였다.

현장 오염용수처리장의 오염용수처리 시일에 따른 여재 표면의 생물막은 총세균 수가 가장 많았고 그 다음으로 일반세균, 셀룰로오스 분해균, 사상균 순이었다. 암모니아산화균 및 아질산산화균은 1차 처리조인 혐기성조 표층과 2차 처리조인 호기성조가 다른 처리조에 비해 많았다. 질산화원균 및 탈질균은 전반적으로 혐기성조가 호기성조에 비해 많았고, 깊이에 따라서는 전반적으로 심층이 표층에 비해 많이 분포하였다.

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 오염용수의 유입량은 평균  $307\sim 324\text{ m}^3\text{ day}^{-1}$  정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조를 통과하면서 총 유입량의 15~18% 정도인  $43\sim 55\text{ m}^3\text{ day}^{-1}$  정도가 증발산 되어 최종 방류되는 오염용수는  $264\sim 269\text{ m}^3\text{ day}^{-1}$  정도였다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 유입된 오염물질의 처리경과시일에 따른 처리경향을 파악하고자 증발산량, 수질, 여재, 미생물 등을 고려하여 오염물질 수지를 조사하였다.

현장 오염용수처리장에서의 BOD 총 부하량은 연간  $5.67\sim 7.32\text{ kg}$  정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 BOD 총 부하량의 55.0~66.1% 이상 처리되었으며, 2차 처리조인 호기성조에서 BOD 총 부하량의 23.4~31.8% 이상 처리되었고, 3차 처리조인 혐기성조에서 BOD 총 부하량의 9.20~9.70% 이상 처리되어 총 BOD 방류량은 BOD 총 부하량의 1.23~3.53% 이하로 방류되었다. COD 총 부하량은 연간  $11.4\sim 14.5\text{ kg}$  정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 COD 총 부하량의 49.4~57.3% 이상 처리되었으며, 2차 처리조인 호기성조에서 COD 총 부하량의 26.0~28.4% 이상 처리되었고, 3차 처리조인 혐기성조에서 COD 총 부하량의 10.1~11.0% 이상 처리되어 총 COD 방류량은 COD 총 부하량의 6.63~10.8% 이하로 방류되었다. SS 총 부하량은 연간  $12.8\sim 16.0\text{ kg}$  정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 SS 총 부하량의 69.5~73.2% 이상 처리되었으며, 2차 처리조인 호기성조에서 SS 총 부하량의 20.4~



21.6%이상 처리되었고, 3차 처리조인 혐기성조에서 SS 총 부하량의 3.63~5.09%이상 처리되었고, SS 총 방류량은 연간 0.44-0.49 kg으로 SS 총 부하량의 2.75-3.84%이하였다.

T-N의 총 부하량은 연간 6.23-6.92 kg정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 T-N 총 부하량의 46.7~48.4%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.08~2.29%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 4.31~5.82%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 40.3~42.2%이상이었다. 2차 처리조인 호기성조에서 T-N 총 부하량의 18.1~18.9%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.04~0.05%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 1.17~1.98%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 16.8~17.7%이상이었다. 3차 처리 혐기성조에서 T-N 총 부하량의 10.7~13.6%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.064~1.26%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 1.07~2.33%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 7.11~12.5%이상이었고, T-N 총 방류량은 연간 1.34~1.52 kg으로 T-N 총 부하량의 21.5-22%이하였다.

T-P의 총 부하량은 연간 1.10~1.37 kg정도이며, 1차 처리조인 혐기성조에서 T-P 총 부하량의 53.6~60.6%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~3.42%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 19.1~46.2%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 11.0~34.5%이상이었다. 2차 처리조인 호기성조에서 T-P 총 부하량의 20.9~21.2%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~0.22%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 10.4~10.9%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 9.90~10.6%이상이었다. 3차 처리조인 혐기성조에서 T-P 총 부하량의 7.30~11.8%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~3.50%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 0.09~1.89%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 10.9~13.6%이상이었고, T-P 총 방류량은 연간 0.15 kg으로 T-P 총 부하량의 10.9-13.6%이하였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 본 연구에서 개발한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술은 현장 오염용수처리장에 적용될 경우 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 무기 염류, 질소 및 인 등의 고농도 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급기술 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 자연정화공법에 의한 오염용수처리장이 될 것으로 판단된다. 특히 본 오염용수처리장은 고농도의 질소와 인의 처리가 가능하기 때문에 오염용수처리나 오·폐수 처리에도 적용이 가능할 것으로 판단되어 광범위한 점오염원 및 비점오염원의 처리에도 적용할 수 있을 것으로 기대된다.

## 2. 연구개발결과의 활용

### 가. 기대효과

본 연구과제인 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술개발 결과는 향후 국내 시설원예지대에서 유출되는 비점오염원인 오염용수 처리기술로 보급 및 활용될 경우 비점오염원관리 기술이 거의 개발되어 있지 않은 국내에서는 독보적인 대안이 될 수 있을 것으로 판단된다. 특히 본 연구에 의해 개발된 오염용수처리장은 오염용수 처리효율 면이나, 시설 및 유지관리비 등 경제적인 면과 국내 환경의 적합성 면에서 어떠한 외국의 선진공법에 비해 매우 우수한 자연친화형 오염용수처리공법으로서 앞으로 시설원예지대의 중·소규모뿐만 아니라 대규모의 시설원예단지에 보급되어 안정적인 수질관리를 통한 농촌지역 주변의 하천 및 상수원 등의 수계 오염문제를 해결할 수 있을 것으로 기대된다.

#### 1) 기술적 측면

- o. 시설원예지대에서 발생하는 불규칙적인 오염용수 발생량의 변화에 쉽게 적용할 수 있을 뿐만 아니라 고농도의 염류, 질소 및 인을 함유한 오염용수에도 쉽게 적용할 수 있을 것임.
- o. 국내 지형 및 농촌 환경에 적합하면서 환경 친화적으로 오염용수를 처리할 수 있을 것임.
- o. 고농도의 염류, 질소 및 인을 함유한 오염용수 처리기술을 확보함으로써 염류가 다량 함유된 오·폐수 처리에도 적용이 가능할 것임.

#### 2) 경제·산업적 측면

- o. 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대의 오염용수처리장은 침전조, 폭기조 등의 기계시설이 사용되지 않아 기계식 공법에 비해 시설비가 90%이상 절감될 것으로 판단됨.
- o. 환경친화형 자연정화공법으로 오염용수를 처리하므로 유지관리비용이 전혀 소요되지 않으며, 화학약품이 사용되지 않고, 슬러지의 발생이 없어 처리 후 2차적인 환경오염이 발생되지 않음.

- o. 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대의 오염용수처리장은 인건비가 소요되지 않아 기계식 공법에 비하여 유지관리비를 100% 절감될 것으로 기대됨.
- o. 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대의 오염용수처리장은 시설원예지대뿐만 아니라 농경지, 도로, 산림 등의 비점오염원이 발생하는 지역에 설치하여 수질오염을 방지할 수 있을 것임.
- o. 본 오염용수처리장은 수생식물 및 여재를 사용하고, 마을, 산 및 하천 둔치 등에 쉽게 설치할 수 있으므로 주변 환경과 잘 부합되어 처리장 주변에 조류, 곤충의 서식지로 이용되어 자연학습장 및 생태계복원에 크게 기여할 것으로 예상됨.

#### 나. 활용방안

- o. 시설원예지대 유출수 등 오염용수 처리에 직접 활용.
- o. 하천으로 유입되는 광범위한 농경지, 도로 및 산림 등에서 발생하는 비점오염원의 처리에 활용.
- o. 고농도의 비료, 퇴비, 양액, 계분 및 인분이 포함된 비점오염원 처리에 활용.
- o. 간척지토양에서 유출되는 고농도의 염류가 함유된 비점오염원 처리에 활용.
- o. 고농도의 염류, 질소 및 인 등을 다량 함유한 오염용수처리 시 질소 및 인 처리 기술에 활용.
- o. 각종 연수원, 관광단지, 휴양지, 국립공원 내의 외딴 화장실.

## SUMMARY

### **1. Basic experiment for development of a natural purification technology for polluted agricultural water treatment from non-point sources in greenhouse area.**

To develop agricultural water treatment plant for treatment of polluted agricultural water which was produced in greenhouse area, adsorption capacity of filter media and the efficiency of pollutant treatment in column and small-scale agricultural water treatment apparatus were investigated.

The nitrogen and phosphorus adsorption capacity of the filter media such as coarse sand, broken stone and calcite according to the pH and temperature were investigated by Freundlich and Langmuir adsorption isotherm equation. The efficiency of polluted agricultural water treatment according to the treatment time, agricultural water loading were investigated in the column. And removal of COD, T-N, and T-P were investigated in the column.

To investigate an optimum conditions of agricultural water treatment plant for development of a natural purification technology in greenhouse area, a small-scale agricultural water treatment apparatus consisted of aerobic-anaerobic plots, anaerobic-aerobic plots, anaerobic-aerobic-anaerobic plots and aerobic-anaerobic-anaerobic plots based on the results of the optimum filter media in adsorption and column experiments was constructed. The efficiency of polluted agricultural water treatment according to the combination of aerobic and anaerobic plots, the agricultural water loading, the depth of aerobic and anaerobic plots, the ratio of agricultural water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) plots, and the improvement of agricultural water treatment method in small-scale agricultural water treatment apparatus were investigated.

The growth status and inorganic elements contents of water plant in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>) and anaerobic (3<sup>rd</sup>) plots were investigated by the

timing of water treatment. And the physico-chemical properties of filter media that were used in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>) and anaerobic (3<sup>rd</sup>) plots were investigated by the timing of water treatment. And the variation of microorganisms that were attached to filter media was investigated by the timing of water treatment.

The results were as follows;

Adsorption capacity of nitrogen and phosphorus on filter media according to the temperature and pH in the batch experiments were applied to Freundlich and Langmuir adsorption isotherm. The adsorption capacity of pollutants for the filter media of the calcite in the case of the ammonium nitrogen and phosphorus presented a very high rate compared to other media, and the adsorption capacity presented no particular differences according to the change in the temperature. The adsorption capacity of ammonium nitrogen on filter media according to temperature in batch experiment was high in the order of broken stone < coarse sand << calcite. The adsorption capacity of ammonium nitrogen on filter media according to pH in batch experiment was high in the order of broken stone ≤ coarse sand << calcite. The reaction for adsorption of nitrate and nitrite on the filter media at all conditions was not occurred. The adsorption capacity of phosphorus on filter media according to temperature in batch experiment was high in the order of coarse sand < broken stone < calcite. The adsorption characteristics according to the change in the value of pH slightly increased according to the higher value of pH. The adsorption capacity of phosphorus on filter media according to pH in batch experiment was high in the order of coarse sand ≤ broken stone < calcite. Langmuir adsorption isotherm equation in all tested filter media was agreed with actual ammonium nitrogen and phosphorus adsorption amount in adsorption experiment of ammonium nitrogen and phosphorus, respectively. Therefore, the adsorption isotherm of ammonium nitrogen and phosphorus on the filter media was fitted by Langmuir model in order to estimate the exact adsorption amount of ammonium nitrogen and

phosphorus of filter media in agricultural water treatment plant.

The efficiency of polluted agricultural water treatment according to the treatment time, polluted agricultural water loading, and removal of COD, T-N and T-P in column were investigated. The removal rate of COD of mixed filter media in column was higher than that of coarse sand, broken stone and calcite. The removal of total nitrogen on filter media in column experiment was high in the order of calcite<coarse sand<mixed filter media<broken stone. The removal rate of total nitrogen of broken stone in column was 49%. The removal of phosphorus on filter media in column was high in the order of coarse sand<broken stone<mixed filter media<calcite. The removal rate of phosphorus of calcite in column was 66%. The removal rate of COD, T-N and T-P in 1 L of polluted agricultural water loading in column was higher than that in 10, 20 and 30L. The removal of COD in column for 30days were high 12,697 mg kg<sup>-1</sup> of coarse sand. The best filter medium for treatment of COD was coarse sand. The removal of T-N in column for 30days were high 11,482 mg kg<sup>-1</sup> of broken stone. The best filter medium for treatment of T-N was broken stone. The removal of T-P in column for 30days were high 1,005 mg kg<sup>-1</sup> of calcite. The best filter medium for treatment of T-P was calcite.

The efficiency of polluted agricultural water treatment according to the combination of aerobic and anaerobic plots, the agricultural water loading, the depth of aerobic and anaerobic plots, the ratio of agricultural water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) plots, and the improvement of agricultural water treatment method in small-scale agricultural water treatment apparatus were investigated.

The optimum combination of the aerobic and anaerobic plots was anaerobic-aerobic-anaerobic plots combination, the optimum filter media was mixed filter media (coarse sand+broken stone+calcite), the optimum agricultural water loading was 300 L m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, the optimum depth of filter media in aerobic and anaerobic plots was 100 cm, the optimum ratio of agricultural water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) plots was 70:30, the optimum ventilation method in aerobic plot was double ventilation method, and the optimum ratio of

anoxic to anaerobic plot was in small-scale agricultural water treatment apparatus. Under these conditions, removal rate of BOD, COD, SS, T-N, and T-P were 94, 97, 58, and 84%, respectively.

Therefore, under the above optimum conditions, it should be considered that the removal rate of T-N was good for broken stone. And, it should be considered that the removal rate of T-P was good for Calcite. The optimum combination of the aerobic and anaerobic plots in small-scale agricultural water treatment apparatus was anaerobic-aerobic-anaerobic plots combination.

The results of growth status and inorganic elements contents of water plants in small-scale agricultural water treatment apparatus were as follows ;

The growth status of water plants in coarse sand, broken stone, and mixed filter media were good as time progressed, but that of water plants in calcite were not good. Especially, the *Iris pseudocorus* L was the best of other water plants in all filter media. The water plants withered to death on winter. The growth of the water plants was rapidly increased than that of the previous year. The T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu, and Zn contents of water plants in agricultural water treatment apparatus were slightly different regardless of agricultural water treatment time.

The physico-chemical properties of filter media that were used in small-scale agricultural water treatment apparatus were as follows;

The O.M, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P, and other inorganic elements in all plots of agricultural water treatment apparatus were slightly increased as time progressed. Especially, O.M, T-N and T-P of filter media at the surface layer in anaerobic and aerobic plots were higher than those at the other layer.

The variation of microorganisms of filter media in small-scale agricultural water treatment apparatus were as follows ;

The number of total bacteria and general bacteria in all plots of small-scale agricultural water treatment apparatus was more than that of other microorganisms. The number of microorganisms in all plots increased as time progressed. The number of most microorganisms in the surface layer of all



plots was more than that in subsurface layer of all plots. On the other hand nitrate reduction bacteria and denitrification bacteria in the subsurface layer of all plots was more than that in surface layer of all plots.

## **2. Development of a natural purification technology for polluted agricultural water treatment from non-point sources in greenhouse area.**

To develop an agricultural water treatment plant for treatment of the agricultural water which was produced in greenhouse, a agricultural water treatment plant consisted of two-stage (aerobic-anaerobic beds) and three-stage (anaerobic-aerobic-anaerobic beds) constructed wetlands based on the results of the optimum condition in small-scale agricultural water treatment apparatus was constructed.

The efficiency of polluted agricultural water treatment according to the agricultural water treatment system such as aerobic-anaerobic beds and anaerobic-aerobic-anaerobic beds systems was investigated. Also, the efficiency of water treatment according to the treatment time, the agricultural water loading, the improvement of water treatment method, the pre-treatment method, the agricultural water injection method, the reaction ratio of pollutants, the decomposition velocity of pollutants, the climate variability, the seasons, and the years were investigated in agricultural water treatment plant by natural purification method.

The growth status and inorganic elements uptake of water plants in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>) and anaerobic (3<sup>rd</sup>) beds were investigated by the timing of agricultural water treatment. And the physico-chemical properties of filter media that were used in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>) and anaerobic (3<sup>rd</sup>) beds were investigated by the timing of agricultural water treatment. And the variation of microorganisms that were attached to filter media and water plant roots were investigated by the timing of agricultural water treatment.

An analogy of the water pollutants balances to know the tendency of the agricultural water treatment according to the treatment time based on the results of the efficiency of agricultural water treatment, inorganic elements uptake of water plants, and physico-chemical properties of filter media in agricultural water treatment plant were investigated.

The results were as follows;

Removal rate of BOD, COD, T-N, and T-P in the effluent in aerobic-aerobic-anaerobic beds system were higher than that of the aerobic-anaerobic beds system. Removal rate of SS in the effluent according to the agricultural water treatment system were varied minimally regardless of agricultural water treatment systems. Judging from the above results, the optimum agricultural water treatment system was aerobic-aerobic-anaerobic beds system. In aerobic-anoxic-anaerobic beds system, removal rate of BOD, COD, SS, T-N and T-P in effluent were 94.8, 90.3, 82.6, and 87.5%, respectively.

The BOD, COD, SS, T-N, and T-P contents in raw water according to the treatment time were mightly varied, but rapidly decreased in all beds of agricultural water treatment plant. Those in effluent were 0.3-2.0, 2.0-6.0, 0.2-2.0, 2.9-6.0, and 0.21-0.76 mg L<sup>-1</sup>, respectively.

Removal rate of BOD, COD, T-N, and T-P in treated water in anaerobic bed (1<sup>st</sup>) according to agricultural water loading were decreased as the agricultural water loading increased, but in treated water in aerobic (2<sup>nd</sup>) and anaerobic (3<sup>rd</sup>) beds were little different regardless of agricultural water loading. Removal rate of SS in treated water in all beds were varied minimally regardless of agricultural water loading.

The efficiency of polluted agricultural water treatment according to the re-treatment of effluent in anaerobic (1<sup>st</sup>) bed, the re-treatment of effluent in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed and the addition of raw water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) beds were investigated.

Removal rate of BOD, COD, and SS by addition of raw water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) beds were varied minimally in comparison to that of normal treatment, but removal rate of T-N and T-P were slightly increased than that of normal treatment. Therefore, judging from the above results, removal rate of T-N and T-P by addition of raw water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) beds could be improved.

Removal rate of BOD, COD, T-N and T-P according to the pre-treatment in agricultural water treatment plant were varied minimally regardless of agricultural water treatment plant with or without pre-treatment. But removal rate of SS in agricultural water treatment plant with pre-treatment was high than that of the agricultural water treatment plant without pre-treatment.

Removal rate of BOD, COD, SS, T-N, and T-P in the effluent according to agricultural water injection method were varied minimally regardless of agricultural water injection method.

The decomposition velocity of pollutants in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>), and anaerobic (3<sup>rd</sup>) beds were rapid in the order of T-P > BOD > T-N, BOD > T-N  $\approx$  T-P, and BOD > T-N > T-P in water treatment plant, respectively.

During periods of rainy season and brutal cold, the removal efficiency of BOD, COD, T-P and T-P were slightly decreased as compared to normal conditions. But, the removal efficiency of SS was varied minimally regardless of abnormal climate conditions.

Removal rate of BOD and T-N in the effluent on spring, summer and autumn was slightly higher than those in the effluent on winter. Removal rate of COD in effluent on summer and autumn was slightly higher than that on the spring and winter. But, removal rate of SS and T-P in effluent were not affected by the seasons.

Removal rate of BOD, COD, and T-N in the effluent on low temperature (Temp.<-5°C) was slightly low as compared to high temperature (Temp.>25°C). But, removal rate of SS and T-P in effluent were not affected by temperature.

Removal rate of BOD, COD and T-N in effluent in 2005-2006 years were

slightly higher than those in 2006–2007 years. Removal rate of BOD, COD, and T-N in the effluent were gradually increased as time progressed. But, removal rate of SS and T-P in effluent were not affected by treatment time.

The results of growth status and inorganic elements uptake of water plants in agricultural water treatment plant were as follows ;

The growth status of water plants in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>), and anaerobic (3<sup>rd</sup>) beds were good as time progressed, but that of *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH in anaerobic (1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup>) beds were not good. The water plants withered to death on winter. The growth of the water plants was rapidly increased than that of the previous year. Uptake of T-N and T-P by water plants gradually increased. And the *Iris pseudoacorus* L. in anaerobic (1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup>) beds and *Phragmites communis* TRINUS. in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed were better than that of *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH in anaerobic (1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup>) bed. Especially, the *Iris pseudoacorus* L was the best of other water plant. Uptake of inorganic elements and heavy metals by water plants gradually increased as time progressed.

The physico-chemical properties of filter media that were used in agricultural water treatment plant were as follows;

In the analysis of the physical characteristics of filter media used in anaerobic (1<sup>st</sup>), aerobic (2<sup>nd</sup>), and anaerobic (3<sup>rd</sup>) beds, there were no difference observed in the particle distribution, bulk density and pore space ratio of filter media at different treatment timing. The O.M, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P and other inorganic elements in all beds were slightly increased as time progressed. Especially, the O.M, T-N and T-P of filter media at the surface layer in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) beds were higher than those at the other layer.

The variation of microorganisms according to the agricultural water treatment time in agricultural water treatment plant were as follows ;

The number of total bacteria and general bacteria in all beds was more than that of other microorganisms. The number of microorganisms in all beds increased as time progressed. The number of most microorganisms in the

surface layer of all beds was more than those in subsurface layer of all beds. On the other hand nitrate reduction bacteria and denitrification bacteria in the subsurface layer of all beds was more than those in surface layer of all beds.

The water pollutants balances according to the treatment time in agricultural water treatment plant were as follows ;

The water pollutant balance was analogized to know treatment tendency according to the treatment time. The total influent amount of agricultural water was 307~324 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> on the average for two years, the amount of agricultural water evapotranspiration was about 15~18%.

In the case of BOD balance, the inflow was 5.67 kg year<sup>-1</sup>. About 55.0~66.1% of BOD in anaerobic (1<sup>st</sup>) bed was treated. And 23.4~31.8% of BOD in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed was treated. And 9.20~9.70% of BOD in anaerobic (3<sup>rd</sup>) bed was treated. Therefore the outflow of 0.44~0.49 kg year<sup>-1</sup> in BOD was about 1.23~3.53%.

In the case of COD balance, the inflow was 11.4~14.5 kg year<sup>-1</sup>. About 49.4~57.3% of COD in anaerobic (1<sup>st</sup>) bed was treated. And 26.0~28.4% of COD in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed was treated. And 10.1~11.0% of COD in anaerobic (3<sup>rd</sup>) bed was treated. Therefore the outflow of 0.44~0.49 kg year<sup>-1</sup> in COD was about 6.63~10.8%.

In the case of SS balance, the inflow was 12.8~16.0 kg year<sup>-1</sup>. About 69.5~73.2% of SS in anaerobic (1<sup>st</sup>) bed was treated. And 20.4~21.6% of SS in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed was treated. And 3.63~5.09% of SS in anaerobic (3<sup>rd</sup>) bed was treated. Therefore the outflow of 0.44~0.49 kg year<sup>-1</sup> in SS was about 2.75~3.84%.

In the case of T-N balance, the inflow was 6.23~6.92 kg year<sup>-1</sup>. About 46.7~48.4% T-N in anaerobic (1<sup>st</sup>) bed was treated. In anaerobic (1<sup>st</sup>) bed, About 0.08~2.29 of T-N by water plant, 4.31~5.82 of T-N by filter media and 40.3~42.2 of T-N by the others were treated, respectively. And 18.1~18.9% of T-N in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed was treated. In aerobic (2<sup>nd</sup>) bed, About 0.04~0.05% of T-N by water plant, 1.17~1.98% of T-N by filter media and 16.8~17.7% of

T-N by the others were treated, respectively. About 10.7~13.6% T-N in anaerobic (3<sup>rd</sup>) bed was treated. In anaerobic (3<sup>rd</sup>) bed, About 0.06~1.26% of T-N by water plant, 1.07~2.33% of T-N by filter media and 7.11~12.5% of T-N by the others were treated, respectively. Therefore the outflow of 1.34~1.52 kg year<sup>-1</sup> in T-N was about 21.5~22.0%.

In the case of T-P balance, the inflow was 1.10~1.37 kg year<sup>-1</sup>. About 53.6~60.6% T-P in anaerobic (1<sup>st</sup>) bed was treated. In anaerobic (1<sup>st</sup>) bed, About 0.09~3.42% of T-P by water plant, 19.1~46.2% of T-P by filter media and 11.0~34.5% of T-P by the others were treated, respectively. And 20.9~21.2% of T-P in aerobic (2<sup>nd</sup>) bed was treated. In aerobic (2<sup>nd</sup>) bed, About 0.09~0.22% of T-P by water plant, 10.4~10.9% of T-P by filter media and 9.90~3.50% of T-P by the others were treated, respectively. About 7.30~11.8% T-P in anaerobic (3<sup>rd</sup>) bed was treated. In a naerobic (3<sup>rd</sup>) bed, About 0.09~3.50% of T-P by water plant, 0.09~1.89% of T-P by filter media and 10.9~13.6% of T-P by the others were treated, respectively. Therefore the outflow of 0.15 kg year<sup>-1</sup> in T-P was about 10.9~13.6%.

# CONTENTS

SUMMARY .....	20
CONTENTS .....	30
<b>Chapter 1. Outline of Research Program .....</b>	<b>42</b>
<b>Chapter 2. Current Status of This Research Program .....</b>	<b>48</b>
Section 1. Current Natural Purification in Korea .....	48
Section 2. Current Natural Purification in Overseas .....	50
<b>Chapter 3. Investigation and Results .....</b>	<b>54</b>
Section 1. Introduction .....	54
Section 2. Materials and Methods .....	73
1. Basic Experiment for Development of a Natural Purification Technology for Polluted Agricultural Water Treatment from Non-point Sources in Greenhouse Area .....	73
1) Materials .....	73
2) Experiment Apparatus .....	76
(1) Column Experiment Apparatus .....	76
(2) Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	77
3) Methods .....	82
(1) Investigation of Polluted Agricultural Water .....	82
(2) Investigation of Adsorption Characteristics of pollutants in Filter Media .....	82
(3) Investigation of Removal Rate of Pollutants in Column .....	85
(4) Basic Experiment for Development of Polluted Agricultural Water Plant in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	85
① Investigation of Removal Rate of Pollutants in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	85
② Investigation of Growth and Inorganic Elements Contents	

of Water Plants Transplanting in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	87
③ Investigation of Physico-chemical Characteristics of Filter Media in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	88
④ Investigation of Microorganisms in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	88
4) Examination Time .....	89
5) Analysis .....	90
2. Development of a Natural Purification Technology for Polluted Agricultural Water Treatment from Non-point Sources in Greenhouse Area .....	94
1) Materials .....	94
2) Experiment Apparatus .....	96
(1) Design and Construction of Agricultural Water Treatment Plant with Anaerobic-Aerobic-Anaerobic Beds .....	96
(2) Design and Construction of Agricultural Water Treatment Plant with Aerobic-Anaerobic Beds .....	97
3) Methods .....	102
(1) Investigation of Removal Rate of Pollutants in Agricultural Water Treatment Plant .....	102
(2) Investigation of Growth, Inorganic Elements Contents and Absorbed of Water Plants Transplanting in Agricultural Water Treatment Plant .....	107
(3) Investigation of Physico-chemical Characteristics of Filter Media in Agricultural Water Treatment Plant .....	108
(4) Investigation of Microorganisms in Agricultural Water Treatment Plant .....	109
(5) Pollutants Balance in Agricultural Water Treatment Plant .....	110
4) Examination Time .....	114
5) Analysis .....	116



Section 3. Results and Discussions .....	119
1. Basic Experiment for Development of a Natural Purification Technology for Polluted Agricultural Water Treatment from Non-point Sources in Greenhouse Area .....	119
1) Investigation of Polluted Agricultural Water .....	119
2) Adsorption Characteristics of pollutants in Filter Media .....	120
3) Removal Rate of Pollutants in Column .....	142
4) Basic Experiment for Development of Polluted Agricultural Water Plant in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	150
(1) Removal Rate of Pollutants in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	150
(2) Growth and Inorganic Elements Contents of Water Plants Transplanting in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	178
(3) Physico-chemical Characteristics of Filter Media in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	188
(4) Microorganisms in Small-scale Agricultural Water Treatment Apparatus .....	199
2. Development of a Natural Purification Technology for Polluted Agricultural Water Treatment from Non-point Sources in Greenhouse Area .....	208
1) Removal Rate of Pollutants in Agricultural Water Treatment Plant .....	208
(1) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Agricultural Water Treatment Method .....	208
(2) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Treatment Time .....	217
(3) Removal Rate of Pollutants in the Water according to the Agricultural Water Loading .....	233
(4) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Improvement of Agricultural Water Treatment Method .....	245

(5) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Pre-treatment Method of Agricultural Water .....	249
(6) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Injection Method of Agricultural Water .....	251
(8) Reaction Ratio of Pollutants in Agricultural Water Treatment Plant .....	253
(9) Decomposition Velocity of Pollutants in Agricultural Water Treatment Plant .....	263
(10) Removal Rate of Pollutants in the Water under the Conditions of Abnormal Climate .....	269
(11) Removal Rate of Pollutants in the Water on Season .....	271
(12) Removal Rate of Pollutants in the Water at Different Temperature .....	275
(13) Removal Rate of Pollutants in the Water in Years .....	280
2) Growth, Inorganic Elements Contents and Absorbed of Water Plants Transplanting in Agricultural Water Treatment Plant .....	282
3) Physico-chemical Characteristics of Filter Media in Agricultural Water Treatment Plant .....	303
4) Microorganisms in Agricultural Water Treatment Plant .....	327
5) Pollutants Balance in Agricultural Water Treatment Plant .....	342
Section 4. Summary .....	352
<b>Chapter 4. Accomplishment and Major Contribution .....</b>	<b>362</b>
<b>Chapter 5. Application Plan of the Research .....</b>	<b>369</b>
<b>Chapter 6. Information Obtained Oversea during Research ...</b>	<b>373</b>
<b>Chapter 7. Reference .....</b>	<b>374</b>

## 목 차

<b>제 1 장</b> <b>연구개발과제의 개요</b> .....	42
<b>제 2 장</b> <b>국내외 기술개발 현황</b> .....	48
제 1 절 <b>국내의 기술개발 현황</b> .....	48
제 2 절 <b>국외의 기술개발 현황</b> .....	50
<b>제 3 장</b> <b>연구개발수행 내용 및 결과</b> .....	54
제 1 절 <b>이론적 접근방법</b> .....	54
제 2 절 <b>실험적 접근방법</b> .....	73
1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초 실험 .....	73
가. 공시재료 .....	73
나. 실험장치 .....	76
1) Column 실험장치 .....	76
2) 소형 오염용수처리장치 .....	77
가) 호기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공 .....	77
나) 혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공 .....	77
다) 혐기-호기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공 .....	77
라) 호기-혐기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공 .....	78
다. 실험방법 .....	82
1) 오염 농업용수 조사 .....	82
2) 여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사 .....	82
가) 여재 종류별 질소의 흡착특성 조사 .....	83
나) 여재 종류별 인의 흡착특성 .....	84
다) 여재 종류별 등온흡착식의 적용성 검토 .....	84
3) Column 실험에서의 오염용수 처리효율 조사 .....	85

가) 처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사 .....	85
나) 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사 .....	85
다) 오염용수 중 오염물질의 총 처리량 조사 .....	85
4) 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리기술 개발을 위한 기초연구	85
가) 소형 오염용수처리장치에서의 수처리 효율 조사 .....	85
(1) 호기·혐기 조합방법에 따른 수처리 효율 조사 .....	85
(2) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사 .....	86
(3) 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 조사 .....	86
(4) 오염용수의 주입비율에 따른 수처리 효율 조사 .....	86
(5) 질소 및 인 처리효율 극대화를 위한 공법 개선 후 수처리 효율 조사	86
(가) 호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 수처리 효율 .....	86
(나) 혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리 효율 .....	87
나) 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량	87
(1) 수생식물의 생육상황 .....	87
(2) 수생식물의 무기성분 함량 .....	87
다) 소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사 .....	88
(1) 여재의 이화학적 특성 .....	88
(2) 여재 표면의 무기성분 흡착특성 .....	88
라) 소형 오염용수처리장치에서의 미생물상 조사 .....	88
(1) 여재 표면의 미생물상 조사 .....	88
(2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량 조사 .....	88
(3) 여재 표면의 생물막 부착상태 조사 .....	89
라. 조사시기 .....	89
마. 분석방법 .....	90
1) 수질 .....	90
2) 식물체 .....	90
3) 여재 .....	90

4) 미생물 .....	91
2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발 ·	94
가. 공시재료 .....	94
나. 실험장치 .....	96
1) 혐기-호기-혐기 조건의 현장 오염용수처리장 설계 및 시공 .....	96
2) 호기-혐기 조건의 현장 오염용수처리장 설계 및 시공 .....	97
다. 실험방법 .....	102
1) 현장 오염용수처리장에서의 수처리 효율 조사 .....	102
가) 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율 조사 .....	102
나) 오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율 조사 .....	102
다) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사 .....	103
라) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 조사 .....	103
(1) 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사 .....	103
(2) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사 .....	104
(3) 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 조사	104
마) 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사 .....	104
바) 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 조사 .....	105
사) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 조사 .....	105
아) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도 조사 .....	105
자) 이상기후에서의 수처리 효율 조사 .....	106
차) 계절별 수처리 효율 조사 .....	107
카) 기온별 수처리 효율 조사 .....	107
타) 연차별 수처리 효율 조사 .....	107
2) 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사 .....	107
가) 수생식물의 생육상황 조사 .....	108
나) 수생식물의 무기성분 함량 조사 .....	108

다) 수생식물의 무기성분 흡수량 조사 .....	108
3) 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성조사 .....	108
가) 여재의 물리적 특성 .....	108
나) 여재의 화학적 특성 .....	109
다) 여재 표면의 무기성분 흡착특성 .....	109
4) 현장 오염용수처리장에서의 미생물상 조사 .....	109
가) 여재 표면의 미생물상 조사 .....	109
나) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량 .....	110
다) 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태 조사 .....	110
5) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수치 .....	110
가) 현장 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량 .....	111
나) 현장 오염용수처리장의 오염물질 수치 .....	111
(1) BOD 수치 .....	113
(2) COD 수치 .....	113
(3) SS 수치 .....	113
(4) T-N 수치 .....	114
(5) T-P 수치 .....	114
라. 조사시기 .....	114
마. 분석방법 .....	116
1) 수질 .....	116
2) 식물체 .....	116
3) 여재 .....	116
4) 미생물 .....	117
제 3 절 연구내용 및 연구결과 .....	119
1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험 .....	119
가. 오염 농업용수 조사 .....	119

나. 여재 종류별 오염물질의 흡착특성 .....	120
1) 여재 종류별 질소의 흡착특성 .....	120
가) 온도에 따른 여재 종류별 질소의 흡착특성 .....	120
나) pH에 따른 여재 종류별 질소의 흡착특성 .....	125
2) 여재 종류별 인의 흡착특성 .....	129
가) 온도에 따른 여재 종류별 인의 흡착특성 .....	129
나) pH에 따른 여재 종류별 인의 흡착특성 .....	133
3) 여재 종류별 등온흡착식의 적용성 검토 .....	137
가) 질소 .....	137
나) 인 .....	140
다. Column 실험에서의 오염용수 처리효율 .....	142
1) 처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율 .....	142
2) 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율 .....	146
3) 오염용수 중 오염물질의 총 처리량 .....	149
라. 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리기술개발을 위한 기초연구 ·	150
1) 소형 오염용수처리장치에서의 수처리 효율 .....	150
가) 호기·혐기 조합방법에 따른 수처리 효율 .....	151
나) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 .....	158
다) 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 .....	169
라) 오염용수의 주입비율에 따른 수처리 효율 .....	171
마) 질소 및 인 처리효율 극대화를 위한 공법 개선 후 수처리 효율 .....	174
(1) 호기성조의 통풍방법에 따른 수처리 효율 .....	174
(2) 혐기성조의 무산소 전환에 따른 수처리 효율 .....	175
마. 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량	178
1) 수생식물의 생육상황 .....	178
2) 수생식물의 무기성분 함량 .....	182
바. 소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 .....	188

1) 여재의 이화학적 특성 .....	188
2) 여재 표면의 무기성분 흡착특성 .....	195
사. 소형 오염용수처리장치에서의 미생물상 .....	199
1) 여재 표면의 미생물상 .....	199
2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량 .....	203
3) 여재 표면의 생물막 부착상태 .....	206
2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발	208
가. 현장 오염용수처리장에서의 수처리 효율 .....	208
1) 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율 .....	208
2) 오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율 .....	217
3) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 .....	233
4) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 .....	245
가) 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 .....	245
나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 .....	246
다) 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 .....	248
5) 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 .....	249
6) 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 .....	251
7) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 .....	253
8) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도 .....	263
9) 이상기후에서의 수처리 효율 .....	269
10) 계절별 수처리 효율 .....	271
11) 기온별 수처리 효율 .....	275
12) 연차별 수처리 효율 .....	280



나. 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 .....	282
1) 수생식물의 생육상황 .....	282
2) 수생식물의 무기성분 함량 .....	288
3) 수생식물의 무기성분 흡수량 .....	294
다. 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성 .....	303
1) 여재의 물리적 특성 .....	303
2) 여재의 화학적 특성 .....	308
3) 여재 표면의 무기성분 흡착특성 .....	302
라. 현장 오염용수처리장에서의 미생물상 .....	327
1) 여재 표면의 미생물상 .....	327
2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량 .....	337
3) 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태 .....	339
마. 현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수치 .....	342
1) 현장 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량 .....	342
2) 현장 오염용수처리장의 오염물질 수치 .....	343
가) BOD 수치 .....	343
나) COD 수치 .....	344
다) SS 수치 .....	345
라) T-N 수치 .....	347
마) T-P 수치 .....	349
제 4 절   요   약 .....	352
<b>제 4 장   목표달성도 및 관련분야에의 기여도 .....</b>	<b>362</b>
제 1 절   연구개발목표 달성도 및 관련분야에의 기여도 .....	362
제 2 절   평가 착안점 .....	367
<b>제 5 장   연구개발결과의 활용계획 .....</b>	<b>369</b>
제 1 절   기대효과 .....	369

제 2 절	활용방안 .....	370
제 3 절	추가연구의 필요성 .....	371
제 4 절	타연구에의 응용 및 기업화 추진방안 .....	371
<b>제 6 장</b>	<b>연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보 .....</b>	<b>373</b>
<b>제 7 장</b>	<b>참고문헌 .....</b>	<b>374</b>

## 제 1 장 연구개발과제의 개요

세계적으로 환경문제에 대한 관심이 높아지고 있는 가운데 우리나라에서도 환경을 보전해야 한다는 전 국민적인 공감대가 형성되었으나 인구증가 및 산업의 발달로 생활용수 및 공업용수의 수요량은 날로 증가하고 있고 이로 인한 수질 오염이 점차 심화되고 있어 하천, 호소 등 수계의 수질 보전대책이 절실히 요구되는 실정이다 (김 등, 1997; Johannes, 1999). 이에 전 세계적으로 수세기 동안 수질보전을 위해 오염원의 차집이 용이하고, 특정지역이나, 비교적 좁은 지역에서 발생하여 오염원의 확인이 쉬운 점오염원의 처리에 중점을 두고 각종 오·폐수 처리기술들이 개발 및 보급되었다. 하지만 이들 점오염원 (Point pollutant source) 처리만으로는 더 이상의 목표수질을 달성하는데 한계에 도달하게 되어, 선진국에서는 수십 년 전부터 비점오염원 (Non-point pollutant source) 처리에 관한 연구를 시작하게 되었다. 특히, 미국에서는 1975년경부터 (CH2M HILL, Inc., 1990), 일본에서는 1978년경부터 비점오염원 처리에 관한 연구가 본격적으로 시작되었다. 하지만 우리나라에서는 1994년도에 처음으로 중앙정부차원에서 비점오염원에 대한 조사를 시행하여 현재 이를 위한 대책을 제시하는 비점오염원 관리 초기단계에 있는 실정이다 (Jung et al., 2004).

비점오염원은 농지에 살포된 농약, 축사에서 유출물, 도로상 오염물질, 도시지역의 먼지와 쓰레기, 지표상 퇴적 오염물질 등이 강우 시 빗물과 함께 유출되면서 발생하며 (Lee, 1996; Lee et al., 2002; 환경부, 2005), 이러한 오염물질과 화학물질이 결합된 입자들이 빗물 등에 의해 운반되어 하천으로 유입되면 심각한 수질문제를 일으킬 수 있다.

미국환경보호청 (EPA)에 따르면 비점오염원은 호수 오염의 76%를 차지하며, 미국 내의 지표수로 유입되는 오염물질 부하량의 65%가 비점오염원이라고 하였다 (USEPA, 1989). 특히 우리나라 4대강의 경우 한강이 30.7%, 영산강·섬진강 37.4%, 낙동강 25.4% 및 금강·만경·동진강이 21.7%로 평균 27.5%의 비점오염원에 의한 오염 비율이 상당히 높은 것을 알 수 있다 (關係部處合同, 2004).

이러한 비점오염원은 배출지점이 유역전체에 걸쳐있어 제어가 어렵고, 제어를 한다고 해도 일정한 처리효과를 얻기 위해 장시간이 소요되며, 강우량에 따라 유입량

이 크게 변동되어 일정한 처리효율을 얻기가 힘든 단점이 있다. 또한 비점오염원은 유기물질 오염을 주 대상으로 하는 점오염원과 달리 농경지 등에서 유출되는 질소 및 인과 같은 영양염류, 세균이나 바이러스 등의 미생물류, 농약, 토사 및 유해 화학물질 등 여러 가지 오염물질이 대상으로 포함되어 있어 관리대책에도 많은 어려움이 있다 (Kwun, 1998; Lee et al., 2002).

우리나라의 농경지 면적은 해마다 조금씩 감소하고 있지만 전 국토면적의 약 20%에 해당한다. 이 중 시설재배는 1951년경 김해지방에 염화비닐하우스로 시작된 이래 1954년 폴리에틸렌의 국내 생산과 함께 급속도로 성장하여 2000년에는 시설작물재배 면적이 1,005,758 ha에 달했다 (환경부, 2005). 이러한 시설재배면적의 급증과 더불어 재배작형이 다양화되었고, 시설재배작물의 생산성 증대를 위한 각종 비료 및 가축분 퇴비의 무분별한 시용과 작물의 연작은 토양 내 염류 직접을 초래하였다. 그 결과 염류의 용탈이 지하수의 오염을 가속화시키고 있는 실정이다. 이는 토양 내 축적된 염류의 성분 중 음전하를 띤 성분은 토양 내 잔류성이 적고, 이동성이 크므로 지하수오염으로 직결된다. 이들 성분 중 일부는 영양염류로서 비점오염원의 잠재성을 지니게 된다 (Kwun, 1998; 關係部處合同, 2004). 특히 농경지에서 발생될 비점오염원의 잠재성은 우리나라 연간 총 물 사용량 중 농업용수가 149억  $m^3$ 으로 전체의 50%를 차지할 정도로 엄청난 잠재력을 가지고 있는 실정이며, 이는 생활용수 (62억  $m^3$ )와 공업용수 (26억  $m^3$ )를 합한 것의 1.7배에 달하는 것이다 (환경부, 2001).

비점오염 발생원 중 시설원예지대에서 발생하는 오염용수의 처리는 아직 까지 이루어 지지 않고 있으며, 다만 환경부에서 2004년부터 비점오염원 관리종합대책을 수립하고 실행해 나가고 있는 실정으로 선진국에 비해 비점오염원의 관리가 매우 미흡한 상태이다 (關係部處合同, 2004).

시설원예지대에서 발생하는 오염용수는 대도시의 일반 생활하수나 농촌에서 발생하는 하수와 달리 유출량이 일정하지 않고, 기후와 강수량에 따라 많은 영향을 받으며, 효율적인 관리에 많은 어려움이 있다 (CH2M HILL, 1990; Jung et al., 2004).

비점오염원의 저감을 위한 관리기술은 매우 다양하다. 비점오염원에 대한 국내에 적용 가능한 처리공법 중 저류형은 연못, 저류지, 이중연못저류조 (유수지활용), 인공습지, 침투형은 침투조, 침투도랑 및 침투성포장이 있고, 식생형은 식생여과대 및 식생수로가 있으며, 여과장치형은 강우여과조 (Storm filter), 모래여과조 (Sand

filter)가 있고, 하수처리형에는 초고속응집·침전시설, 생물학적 처리시설 (접촉안정법, 폭기식 라군법, 살수여상법 및 회전원판법)등이 대표적인 처리공법들이다 (Jung et al., 2004). 이 중 점오염원 및 비점오염원을 환경친화형 자연정화공법으로 처리할 수 있는 대표적인 공법이 연못 시스템, 인공습지 및 연못-습지 시스템 등이 있다 (Park, 1999). 하지만 인공습지를 우리나라 농촌 지역의 시설원예지대에서 발생하는 오염용수 처리에 적용한 경우는 전무한 실정이다.

따라서 본 연구는 비점오염원 중 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 무기 염류, 질소 및 인 등의 고농도 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급기술 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 자연정화공법에 의한 오염용수처리장의 개발코자 하였다.

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위해 1차년도에는 여재의 흡착능력 및 오염물질 처리효율 조사와 함께 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하여 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적조건을 오염물질의 수처리효율, 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상 조사를 통해 구명하였다. 그리고 2-3차년도에는 이들 최적조건을 적용하여 실제 현장 오염용수처리장 개발 및 실용화를 위해 실제 시설원예지대에 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 현장하수처리장에서 수처리효율, 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상 조사를 통해 실제 시설원예지대의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사와 함께 실제 국내 농촌지역 시설원예지대에서 실용화를 위한 적합성과 효율성을 모두 검증하였다. 또한 이들 수질, 수생식물, 여재 및 미생물 결과를 이용하여 본 오염용수처리장에서 오염물질 수지를 조사하여 향후 국내 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 오염용수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지침을 제시하였으며, 구체적인 연구개발의 내용 및 범위는 다음과 같다.

1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험
  - 가. 오염 농업용수 조사

나. 여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사

- 1) 여재 종류별 질소의 흡착특성 조사
- 2) 여재 종류별 인의 흡착특성
- 3) 여재 종류별 등온흡착식의 적용성 검토

다. Column 실험에서의 오염용수 처리효율 조사

- 1) 처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사
- 2) 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사
- 3) 오염용수 중 오염물질의 총 처리량 조사

라. 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리기술 개발을 위한 기초실험

- 1) 소형 오염용수처리장치에서의 수처리 효율 조사
  - 가) 호기·혐기 조합방법에 따른 수처리 효율 조사
  - 나) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사
  - 다) 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 조사
  - 라) 오염용수의 주입비율에 따른 수처리 효율 조사
  - 마) 질소 및 인 처리효율 극대화를 위한 공법 개선 후 수처리 효율 조사
    - (1) 호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 수처리 효율
    - (2) 혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리 효율
- 2) 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량
  - 가) 수생식물의 생육상황
  - 나) 수생식물의 무기성분 함량
- 3) 소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사
  - 가) 여재의 이화학적 특성
  - 나) 여재 표면의 무기성분 흡착특성
- 4) 소형 오염용수처리장치에서의 미생물상 조사
  - 가) 여재 표면의 미생물상 조사
  - 나) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량
  - 다) 여재 표면의 생물막 부착상태 조사

2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발

- 가. 현장 오염용수처리장치에서의 수처리 효율 조사

- 1) 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율 조사
  - 2) 오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율 조사
  - 3) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사
  - 4) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 조사
    - 가) 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사
    - 나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사
    - 다) 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 조사
  - 5) 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사
  - 6) 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 조사
  - 7) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 조사
  - 8) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도 조사
  - 9) 이상기후에서의 수처리 효율 조사
  - 10) 계절별 수처리 효율 조사
  - 11) 기온별 수처리 효율 조사
  - 12) 연차별 수처리 효율 조사
- 나. 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사
- 1) 수생식물의 생육상황 조사
  - 2) 수생식물의 무기성분 함량 조사
  - 3) 수생식물의 무기성분 흡수량 조사
- 다. 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성조사
- 1) 여재의 물리적 특성
  - 2) 여재의 화학적 특성
  - 3) 여재 표면의 무기성분 흡착특성
- 라. 현장 오염용수처리장에서의 미생물상 조사
- 1) 여재 표면의 미생물상 조사
  - 2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량
  - 3) 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태 조사
- 마. 현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수치
- 1) 현장 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량

2) 현장 오염용수처리장의 오염물질 수치

가) BOD 수치

나) COD 수치

다) SS 수치

라) T-N 수치

마) T-P 수치



## 제 2 장 국내외 기술개발 현황

### 제 1 절 국내의 기술개발 현황

수질 오염을 유발하는 오염원은 크게 점오염원 (Point pollutant source)과 비점오염원 (Non-point pollutant source)으로 구분하고 있다 (Lee, 2004; 關係部處合同, 2004, 환경부). 그 중 점오염원은 수세기동안 오·폐수 등의 다양한 오염원들에 대한 다양한 처리기술들이 개발 및 보급되어 비점오염원에 비해 상당히 안정적인 관리가 가능하게 되었다. 하지만 이들 점오염원의 제어만으로 더 이상의 목표수질을 달성하는데 한계에 도달하게 되어, 선진국에서는 수십 년 전부터 비점오염원 처리에 관한 연구를 시작하게 되었다. 하지만 우리나라에서는 1994년도에 처음으로 중앙정부 차원에서 비점오염원에 대한 조사를 시행하여 현재 이를 위한 대책을 제시하는 비점오염원 관리 초기단계에 있는 실정이다 (Jung et al., 2004).

현행 비점오염원 관리기술은 저류형시설, 침투형시설, 식생형시설, 장치형시설 및 하수처리형시설 등으로 나눌 수 있고, 이들은 대부분 선진국에서 개발된 기술이 도입된 것이다. 특히, 비점오염원의 특성상 오염원 종류별로 매우 다양한 기술을 적용해야 하고, 이들의 직접적인 처리기술 개발보다 대부분 사전관리를 통해 저감하는 기술들이 대부분이다.

비점오염원 중 농업비점오염원 관리기술은 토지이용규제를 통한 오염발생의 원천적 관리, 집수지로 흘러드는 오염원의 이동 중 처리 및 우수유출수의 직접처리방법 등이 있다. 하지만 국내에서는 아직까지 농업비점오염원의 직접처리 기술이 거의 개발되어 있지 않은 실정이고, 대부분 비점오염원을 사전에 저감하기 위한 관리기술을 사용하고 있다. 국내에서의 비점오염원 처리기술 중 인공습지를 사용한 경우는 수자원공사가 반월천과 동화천의 오염하천수 정화를 위해 담수호인 시화호 유입부에 인공습지 (750,623 m<sup>2</sup>규모)를 조성한 경우가 있고, 농림부 (농업기반공사)가 수질정화를 위한 시범사업으로 아산시 마산저수지로 유입되는 초사천과 황사천 사이의 자연습지 (5,500 m<sup>2</sup>)를 활용한 경우가 있다. 하지만 농업비점오염원 자체를 직접처리 할 수 있는 기술은 국내에는 거의 없는 상태이고, Table 2-1에서 보는 바와

같이 대부분 하천, 공사현장 및 초등학교 등의 비점오염원에 적용된 시설들이다. 특히 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 오염용수를 처리할 수 있는 기술은 전무한 실정이다.

Table 2-1. Status of non-point sources treatment technology in Korea

Treatment technology	Pollutant	Application
Stormsys (환경신기술 인증)	BOD, T-N, T-P: 90%	곤지암천 유역, 하천정화 등 20개소
M-filter	BOD, T-N, T-P: 50%	연천-신탄리 도로건설공사 등 9개소
여과식 습지여상공법	BOD: 70%, T-N, T-P: 30%	썬밸리 골프장 등 2개소
직결식 습지여상공법	BOD: 70%, T-N, T-P: 30%	옥천천유역 하천정화시설
아쿠아필터	BOD: 69%, T-P: 51%	-
식생등을 이용한 비점오염원 저감기술	-	-
Romagscreen	협잡물 제거	한강수계 하수관거 시범사업에 적용예정
Stormfilter	SS: 67%	왕숙천유역 하천정화 등 2개소
Stormscreen	협잡물 제거	한강수계 하수관거 시범사업에 적용예정
CDS	협잡물 제거	한강수계 하수관거 시범사업 등 5개소 적용 예정
EcoTank- I	SS: 95%, 중금속: 80%	고양시 소재 국도 2개소 고양시 소재 초등학교 1개소
EcoTank- II	중금속, T-N, T-P: 50-60%	고양시 소재 초등학교 1개소
EcoTank-III	중금속: 80%, T-N, T-P: 50%	고양시 소재 초등학교 1개소
Downstream-Defender (와류형 분류기)	SS: 95%, 오일: 85%	한강수계 하수관거 시범사업 등 2개소 적용예정

## 제 2 절 국외의 기술개발 현황

비점오염원 처리는 미국, 일본 및 영국 등 선진국에서 수 십년 전부터 활발히 연구되고 있다. 현재까지 개발된 비점오염원의 관리기술은 Table 2-2에서 보는 바와 같이 저류형 시설, 침투형 시설, 식생형 시설, 장치형 시설 및 하수처리형 시설 등으로 나눌 수 있다.

Table 2-2. Status of non-point sources management technology

Management technology	Classification
저류형 시설	○ 하수관거, 저류연못, 이중목적저류지(유수지활용), 인공습지, 지하저류
침투형 시설	○ 발생지 소규모 저류 ○ 침투지, 침투트렌치, 침투도랑, 침투집수정, 투수성포장
식생형 시설	○ 식생여과대, 식생수로
장치형 시설	○ Stormfilter, Stormceptor, Sand Filter, Swirl 장치, 수유입장치 (오일/그릴분리 포함)
하수처리형 시설	○ 초고속응집·침전시설, 생물학적 처리시설 (접촉안정법, 폭기식라군법, 살수여상법, 회전원판법)

미국에서는 비점오염원의 저감방법에 대해서는 일찍부터 연구를 시작하였는데, 1917년 미주리대학의 Miller와 Duley (1917)가 현장에 실험포장을 조성하여 연구를 시작하였다. 그 뒤에 농경지에서의 토사유실문제를 인식하고 Buchanan Amendment to Agricultural Appropriation Bill에 의해 10개의 연구시설에서 10개의 작물을 이용한 연구에 착수하였고, 1933년에는 세계적인 공황에도 불구하고 미국 의회와 루즈벨트 대통령에 의해 인준된 Emergency Conservation Work Agency에 의해 나무를 심고 댐을 조성하는 등 비점오염원 방지작업을 1942년까지 수행하였다. 그 과정에서 1933년도에 미국 내무부내에 Soil Erosion Service가 임시로 만들어져서 토사유실 등 비점오염원 문제를 취급하다가, 1935년에 Soil Conservation Service가 정식 발족하여 비점오염원 문제 해결에 본격적인 연구를 담당하였다. 그 후에 농업부분의 비점오염원에 관한 연구가 활발히 진행되었다.

Table 2-3. Non-point sources programs in USA (최 등, 2005)

Programs	Contents
수질청정법 (CWA)	○ 비점오염원 평가보고서와 관리프로그램을 제출하도록 함
National Estuary Program	○ Costal Zone Act, CWA 320항 ○ 지질학적으로 정해놓은 우선순위 하구의 점오염 및 비점오염에 초점을 둠 ○ 하구수질, 어류군집 및 기타 용도로의 원활한 물사용을 위한 개선조치의 우선순위 제시 등 EPA가 주, 지방정부의 관리 및 보존계획 개발 및 수행을 돕도록 함
Pesticides Program	○ Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act (FIFRA) ○ EPA가 등록 및 라벨링을 의무화 함
Coastal Nonpoint Pollution Control Program	○ 6217항 Coastal zone Act Reauthorization Amendments (CZARA) ○ 해수의 비점영향을 상세히 다룸. EPA, NOAA에 비점오염 저감계획을 제출토록 함 ○ 주, 연방정부의 연안지역 수질관리 프로그램과의 연계를 강화해나가고 있음
Source Water Protection Program	○ 상수도 공급지역을 파악하고 오염되기 쉬운 수계를 평가하여 결과를 공표하도록 함
Rural Clean Water Program	○ 1980-1990년 비점오염관리프로그램과 함께 농업비점 및 BMP를 조정하고 개선하는데 활용되었으며 USDA와 EPA에서 수행
2002 Farm Bill Conservation Provisions	○ 연방정부가 Food Security and Rural Investment Act (Farm Bill)에 근거하여 기술 및 비용지원 - Environmental Quality Incentives Program - Wildlife Habitat Incentives Program - Forest Land Enhancement Program - Conservation Reserve Program - Conservation Security Program - Wetlands Reserve Program - Grazing Reserve Program
Clean Water State Revolving Fund	○ 수질관련 프로그램 우선순위 부여 ○ 지난 5년간 평균 34억 원을 지급하였으며 총 387억 원 이상 지원해옴
Forest Stewardships	○ 산림을 경영하거나 소유하고 있는 사람들의 의무사항으로 공유림, 상업림, 사유림에 따라 이용수준과 수질기준이 달라 이에 따른 각각의 관리기법을 적용

1970년대와 1980년대에는 최적관리기법의 적용성과 효과들에 관한 많은 연구가 있었고, 1980년대와 1990년대에는 USLE, HSPF, AGNPS, ANSWERS, SWRRB, CREAMS, GLEAMS, 그리고 SWAT 등 과 같은 컴퓨터모델들을 개발하여 현장에 적용하였다. 현재 미국은 Table 2-3에서 보는 바와 같이 비점오염원을 여러 프로그램으로 관리하고 있다.

일본은 1970년 공해문제가 대두된 이후 수질오탁방지법을 중심으로 점오염원을 규제하였으나, 수질오염이 여전히 문제로 남게 되자 비점오염의 중요성을 인식하고 1978년 비점오염 검토회를 설치하게 된다. 아직까지 비점오염원에 대한 수질관계법이나 국가차원의 제도가 마련되어 있지는 않으나, 수질관리 차원에서 다양한 관리 기법이 도입되고 있으며, 학술적인 차원에서 발생, 유출, 영향 등에 대한 연구가 지속적으로 이루어지고 있다. 일본의 비도시지역은 Table 2-4에서 보는 바와 같이 농림수산성에서 산지와 소하천에서 발생하는 토사유출을 중심으로 관리되고 있으며, 국토교통성에서 치산, 치수 차원에서 비점오염관리를 하고 있다.

Table 2-4. Non-point sources management in Japan (최 등, 2005)

농림수산성	국토교통성 하천국 사망부
치산사방	계류사방
<ul style="list-style-type: none"> <li>- 산중턱의 임지의 토사유출을 방지할 위해 식림, 붕괴방지공, 사방댐 등의 사업을 시행</li> <li>- 사방공사의 경우, 국유림내 식림이 이루어지거나, 인가가 적거나 산중턱의 공사가 이루어질때 담당</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 사방댐, 호안 하상의 보호공사 (유로공)등이 주된 사업</li> <li>- 사방공사의 경우, 인가가 많거나 토사유출이 하류의 하천에 피해를 미친다거나 소하천의 공사가 이루어지는 경우 담당</li> </ul>

영국은 농업의 비점오염원관리 중심으로 수자원법 (Water Resources Act, 1991)에 질소취약지역을 지정·운영하였고, 영국의 주요 비점오염원 대책은 비료의 적정 살포 및 유출을 억제시키고, 완충지역을 운영하며, 오염취약지역을 지정·운영하고 있다.

미국, 일본 및 영국 등의 선진국들도 국내와 마찬가지로 비점오염원 관리는 대부분 비점오염원의 직접처리보다 사전 예방에 중점을 두고 있는 실정이다. 하지만 이

들 선진국들은 우리나라와 달리 많은 연구자들에 의해 비점오염원의 직접 처리기술을 다수 확보하고 있으며, 현재도 수많은 연구가 진행 중이다.

하지만 본 과제에서 다룬 비점오염원중 시설원예지대의 고농도 염류, 질소 및 인을 함유한 오염용수의 처리기술은 현재까지 우리나라에 직접적용 가능한 기술은 없고, 일부기술을 개선 및 보완해야 가능한 실정이다. 또한 우리나라의 경우 해외 선진국들과 달리 좁은 국토와 동절기 재배를 위해 시설원예지대가 반드시 필요한 실정이라 시설원예지대에서 배출되는 오염용수처리장이 반드시 필요할 것으로 판단된다.

## 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 (박, 1996; 이 등, 1994).

전 세계적으로 수세기 동안 수질보전을 위해 오염원의 차집이 용이하고, 특정지역이나, 비교적 좁은 지역에서 발생하여 오염원의 확인이 쉬운 점오염원의 처리에 중점을 두고 각종 오·폐수 처리기술들이 개발 및 보급되었다. 하지만 이들 점오염원 (Point pollutant source) 처리만으로는 더 이상의 목표수질을 달성하는데 한계에 도달하게 되어, 선진국에서는 수십 년 전부터 비점오염원 (Non-point pollutant source) 처리에 관한 연구를 시작하게 되었다. 특히, 미국에서는 1975년경부터 (CH2M HILL, 1990), 일본에서는 1978년경부터 비점오염원 처리에 관한 연구가 본격적으로 시작되었다. 하지만 우리나라에서는 1994년도에 처음으로 중앙정부차원에서 비점오염원에 대한 조사를 시행하여 현재 이를 위한 대책을 제시하는 비점오염원 관리 초기단계에 있는 실정이다 (Jung et al., 2004).

비점오염원은 ‘면으로 분포하는 오염원으로서 대부분 강우시 유출되는 오염’으로 우리나라에서는 1994년도에 처음으로 중앙정부차원에서 비점오염원에 대한 토지이용별 원단위조사와 전국적인 오염기여도를 조사한 바 있다 (환경부, 1995). 미국에서는 1975년경에 비점오염원에 대한 본격적인 연구가 시작되었으며, 이는 점오염원에 대한 처리를 철저하게 관리하여도 ‘점오염원 이외의 오염원에서의 오염’에 의해 공공수역의 수질개선이 완전히 해결되지 않음을 인식하게 된 것이 시발점이 되었다 (CH2M HILL, 1990). 일본에서도 이러한 움직임에 따라 1978년부터 비점오염원을 관리하기 시작하였다.

비점오염원 처리는 미국, 일본 및 영국 등 선진국에서 수 십년 전부터 활발히 연구되고 있다. 현재까지 개발된 비점오염원의 관리기술은 저류형 시설, 침투형 시설, 식생형 시설, 장치형 시설 및 하수처리형 시설 등으로 나눌 수 있다. 이들 비점오염원 저감시설의 장단점은 Table 3-1에서 보는 바와 같다.

Table 3-1. Merits and demerits of non-point sources pollutants control facilities (환경부, 2000)

Method	Merit	Demerit
저류 조	1. 강우유출수의 수질과 수량 모두를 조절하는 가장 저렴한 수단	1. 비교적 대규모의 토지를 필요로 하므로 토지비용이 고가인 지역에는 적용 곤란
	2. 재래의 홍수조절용 유수지 건설비에 10% 정도만 더 소요	2. 적절한 관리 필요
	3. 기존의 유수지를 개선해 사용가능	3. 용존성 오염물질은 제거효율 저조
	4. 건식저류조 바닥은 위락용으로 사용 가능	4. 침전물이 제거되지 않았을 경우 대규모 강우시 침전물 재부상 우려가 있음
저 연못 형	1. 고형물질외에 용존성오염물질 제거 가능	1. 이중목적 저류조보다 비용이 고가
	2. 미관적으로 쾌적한 경관 제공	2. 대규모의 저류용량이 필요하여 토지를 많이 요구
	3. 지역의 자산적, 효용적 가치 증가	3. 침전물 제거 등 준설에 비용이 소요
	4. 관리빈도가 작음	
인공 습지	1. 식생습지는 일반적으로 도랑시스템보다 설치비용이 저렴	1. 식생습지는 도랑시스템보다 더 많은 관리가 필요(풀 깎기, 식종, 잡쓰레기 제거 등)
	2. 습지는 자연경관개선의 효과를 가짐	2. 도로옆 습지는 제설과 도로밖 주차로 인한 손상이 있을 수 있음
		3. 습지옆의 도로는 가로등이 필요하고 보도시스템으로는 부적합
		4. 배수성이 열악한 토양지역, 과도한 경사지역, 또는 중력식 배출구를 설치하지 못할 경우 등에는 설치불가
		5. 모기 등 해충발생 가능성이 높음



(Continue)

Method	Merit	Demerit
침투조	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 자연배수시스템을 사용하는 동안 해당 지역의 자연수 균형을 유지</li> <li>2. 지역의 홍수피해를 감소</li> <li>3. 지하수 재충전</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 부적절한 설계로 인한 실패율이 높고 관리 요구가 높음</li> <li>2. 부적절하게 관리되면 냄새, 모기, 수렁화 등으로 불쾌감을 유발</li> <li>3. 고농도의 오염물질부하나 침전물 부하를 처리하는데는 부적절</li> <li>4. 토양층내에서 처리되지 않은 오염물질에 의해 지하수 오염을 유발할 수 있음</li> <li>5. 대규모 배수지역에는 부적합</li> </ol>
	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 도랑은 필요한 유량이나 월류빈도를 감소시키기 위해 강우유출수 하수거 시스템의 설계에 포함시킬 수 있음</li> <li>2. 지역의 범람을 감소시킴</li> <li>3. 자연적 배수시스템을 사용</li> <li>4. 지하수를 재충전</li> <li>5. 공간이 제한된 지역에서 사용가능</li> <li>6. 수리학적으로 침투보다 빠르게 기능</li> <li>7. 설계에 따라 관리가 용이할 수 있음</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 부적절한 설계, 오염물질 부하, 관리에 의한 실패율이 높음</li> <li>2. 빈도높은 관리가 필요</li> <li>3. 관리상 어려움을 증가시키는 침전물에 의한 막힘의 우려가 있음</li> <li>4. 지붕배수관과 소규모 주차장 같은 소규모 강우유출량 발생지역에서는 적용이 제한</li> <li>5. 희석과 생물학적 분해 같은 유용한 토양용량보다는 소규모 지역내 강우 유출수에 의한 오염물질에 초점</li> <li>6. 도랑은 지하수 오염문제를 유발할 수 있음</li> </ol>
침투도랑	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 별도의 토지소요량이 없고, 도랑 등의 운송시스템이 불필요</li> <li>2. 새로운 지역이나 기존 개발지 모두에 적용가능</li> <li>3. 우기동안에는 미끄럼 방지로 안전성이 개선</li> <li>4. 배수를 위한 부대시설이 불필요</li> <li>5. 현지의 자연적 물 균형을 유지</li> <li>6. 고도의 강우유출수 오염조절기능</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 막힌 유공성 포장면은 재생이 곤란</li> <li>2. 동결과 해빙이 문제를 일으킬 수 있음</li> <li>3. 지하수 오염의 위험성이 있음</li> <li>4. 주차장같은 소규모지역에만 적용가능</li> </ol>
유공포장	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 별도의 토지소요량이 없고, 도랑 등의 운송시스템이 불필요</li> <li>2. 새로운 지역이나 기존 개발지 모두에 적용가능</li> <li>3. 우기동안에는 미끄럼 방지로 안전성이 개선</li> <li>4. 배수를 위한 부대시설이 불필요</li> <li>5. 현지의 자연적 물 균형을 유지</li> <li>6. 고도의 강우유출수 오염조절기능</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 막힌 유공성 포장면은 재생이 곤란</li> <li>2. 동결과 해빙이 문제를 일으킬 수 있음</li> <li>3. 지하수 오염의 위험성이 있음</li> <li>4. 주차장같은 소규모지역에만 적용가능</li> </ol>

(Continue)

Method	Merit	Demerit
식생 여과대 식생 수로	1. 강우로부터 토양을 보호함으로써 침식물 발생량을 감소 2. 지표면 유수속도감소, 침투시간 증가, 침투증가에 의해 강우유출수량을 감소 3. 유속이 감소됨에 따른 여과, 흡수 그리고 중력침전으로 부유성 침전물이 제거 4. 자연환경개선에도 효과	1. 수질조절을 위해서는 저장과 침투가 충분하지 못할 경우가 있음 2. 오염물 제거에 필요한 이상적 환경이 유지되는 것을 조건으로 함 3. 오염물제거를 위한 일정규모의 토지가 필요함
	1. 별도의 부지가 소요치 않음 2. 강우로부터 토양을 보호함으로써 침식물 생산량을 감소시킴 3. 유수속도감소, 침투증가에 의해 강우유출수량을 감소시킴	1. 수질조절을 위해서는 저장과 침투가 충분하지 못할 경우가 있음 2. 오염물 제거에 필요한 이상적 환경이 유지되는 것을 조건으로 함 3. 경사가 급한 장소에는 적용이 불가능
여과조 (storm filter /sand filter)	1. 부유성 고형물과 고형물에 부착된 오염물질 제거 가능 2. 모래 뿐만 아니라 다양한 여재 적용이 가능 3. 박테리아 및 조류 제거에도 효과적임 4. 다양한 형식으로 설치할 수 있음	1. 대규모 배수지역에서는 부적합 2. 여층 관리가 처리효율에 직접적인 영향을 주므로 정기적인 여층삭취 및 교체가 요구됨 3. 유입부에 전처리 시설(침전)이 요구됨 4. 설치장소에 제약을 받음. 5. 불투수성 지역에서만 적용가능함
	1. 일반적으로 지하에 위치하므로 적은 지표공간에도 설치가능 2. 우수관거를 대체할 수 있음 3. 다른 비점오염물질저감시설로 유입되기 전의 전처리 시설로도 이용이 가능 4. 관리를 위한 접근 용이	1. 오염물질 제거율이 제한 2. 수량조절 어려움 3. 설치비용이 비교적 높음 4. 관리빈도가 빈번
장 치 수유입 장치		
기타 장치	이 밖에 stormceptor, stormgate같은 소형장치는 소규모 단지(주차장, 사업장, 도로 등)에서 사용이 가능	

(Continue)

Method	Merit	Demerit
하수처리형	1. 하수처리형의 다른시설보다 가장 간단	1. 관리인 배치와 상시 관리가 필요
	2. BOD, SS, T-P에 대해서는 신속한 처리효과를 얻을 수 있음	2. 약품비 및 동력비 등 운전비가 소요됨
	3. 침전시간의 단축을 위한 초고속응집	3. 슬러지 발생 및 처분에 대한 문제점이 있음
	침전법의 개발로 소요 부지를 최소화	4. 주민과의 친화성이 부족
	4. 설치장소에 제약없음	
생물학적 방법	5. 기술의 신뢰성이 확보되어 있음	
복합집축산화형	접촉안정법, 라군, 살수여상법, 회전원관법 등의 생물학적 방법들은 비점오염원에 대해 직접적으로 사용하기에는 유량 및 수질의 변동부하가 너무 심하므로 처리의 안정성 측면에서 문제가 있고, 고가의 설치·운영비용이 듦	
	1. 하천유희지(유수지)를 이용할 수 있음	1. 하천변에 설치되므로 홍수시에 침수우려 있음
	2. 지하구조로 설치하여 시설상부를 체육공원, 자연학습장으로 이용 가능	2. 정기적인 유지관리 필요
	3. 무인 운전이 가능	3. 슬러지 퇴적부에 쌓인 슬러지는 정기적으로 인발해야함
산화수로		4. 토사에 의해 접촉여재의 공극이 폐쇄될 가능성이 높음
근상집축산화시설	1. 설치비가 저렴	1. 유속이 큰 하천에는 적용 어려움
	2. 국내 적용사례가 다수 있음	2. 접촉재의 재질에 따라 처리율 변동이 큼
		3. 홍수나 토사의 영향을 많이 받음

비점오염원 중 농업비점오염원 관리기술은 토지이용규제를 통한 오염발생의 원천적 관리, 집수지로 흘러드는 오염원의 이동 중 처리 및 우수유출수의 직접처리방법 등이 있다. 하지만 국내에서는 아직까지 농업비점오염원의 직접처리 기술이 거의 개발되어 있지 않은 실정이고, 대부분 비점오염원을 사전에 저감하기 위한 관리기술을 사용하고 있다. 농지비점오염원 관리기법은 Table 3-2에서 보는 바와 같다.

Table 3-2. Non-point sources management technology in farmland (USEPA, 1979)

Method	Merit	Demerit
논갈이	침투증가; 식물의 성장촉진	기상조건에 따라 부적합
보존경작시스템	토양손실감소; 토양비효증가; 필요 비료사용량 감소	다른 농장운영에 방해
등고선경작	토양손실감소; 강우유출감소; 수분보유	지형제한
등고선과 수원	토양손실감소; 강우유출감소; 수분보유	지형제한; 과수수확의 손 상가능
식물잔재 및 녹비사용	동절기에 토양보호; 수분보유; 토양유기물함량 증진	성장시기와 수확기로 인 한 제한
취약지역의 식종	침식감소; 수분보유; 토양개선	농지확보; 관리노력필요
농업잔재물이용	효과적인 토양보존; 수분보유; 침투증가; 필요비료량 감소	곤충문제유발; 동물사료로 의 사용이 더 유용
관개용수관리	침식감소; 장래 수공급확보; 식생커버 조성에 도움	보조시설이 필요
토양덮개	침식감소; 즉각적 효과; 강우 유출감소; 밭아를 위한 종자지 지	비용이 고가; 특수장비가 필요
초지관리	침식 및 영양물질 손실감소; 목초제공	보조시설 필요; 다른 농장 운영에 방해
초지조성	침식과 토양손실 감소; 목초제 공; 영양물질 손실감소	작물생산을 위한 농장운 영에 방해; 농지확보
방목지조성	침식감소; 방목분배; 박테리아 와 유기영양물질부하량 감소	다른 농장운영에 방해

(Continue)

Method	Merit	Demerit
일렬식종	토양손실감소; 수분보유; 영양 물질 강우유출감소	경작활동에 방해; 장비제한
오물침전연못	침전물을 포획하고 오염물질 흡착; 가축에게 용수공급; 외 부의 손상 조절	시공비 고가; 다른 토지용 도를 방해; 토지작업이 필요
우회수로건설	침식방지; 경제적 사용을 위해 바람직한 지역으로 유출	농장운영에 부적합; 기타 보 조 처리방법 필요
울타리치기	방목분산에 의해 침식예방; 식 생커버개선; 특정지역 축분부 하량 감소	농장운영에 제한; 적용성 제 한
방풍림 조성	풍식감소; 작물보호	적용성 제한
여과초지대	침전물 포획과 오염물질 흡착; 목초가능	경작면적 감소; 병해와 곤 충의 은신처제공
경사안정화구조물	침전물 부하감소; 제한지역내 식생조성을 용이하게 함	고가; 적용제한; 보조시설필요
연못	침전물 포획과 오염물질 흡착; 위락성제공; 관개용수 제공; 침식조절	다른 토지용도를 방해; 적 용제한; 지질, 비용이 제한 요소
농로정비	체류도랑개발; 연중 지속적 접 근이 가능	고가
지표하배수	침투증가; 접근성개선; 강우유 출감소	총영양물질 강우유출 증 가
Terrace	침식감소; 경사면의 영농성 개 선; 강우유출감소	장비와 지형제한에 따른 농 경활동방해
수로 및 유출부조성	침식감소; 접근통로제공; 목초 생산에 사용가능	작물생산토지감소; 농경활 동의 재편성이 필요

인공습지는 수문학적 특성에 따라 자유수면 시스템, 토양여과 시스템, 부유식물 시스템으로 크게 분류한다 (EPA, 1998).

자유수면 시스템은 유입수가 저류하는 장소, 유입수가 흐르는 수로, 유입수의 침출을 막는 제방으로 이루어지며, 정수식물이 자라는 수심 0.2~0.6 m 정도의 식재 구간과 수심이 다소 깊어 정수식물이 자라지 않는 1~1.2 m의 개방구간으로 설계한다. 자유수면 시스템의 수질정화는 0.2~0.6 m의 수심과 정수식물 및 습지 식물이 자라는 토양이 중요한 역할을 한다 (김, 1999).

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 (김, 1999).

부유식물 시스템은 부레옥잠이나 개구리밥 같은 부유식물을 이용하는 시스템으로 우리나라와 같은 온대권에서는 겨울철에 부유식물이 죽기 때문에 거의 이용하지 않는다 (김, 1999).

연못-습지시스템은 연못시스템과 인공습지의 수질정화 장점을 결합한 시스템으로 몇 개의 연못과 몇 개의 습지를 직렬과 병렬로 연결하여 구성한다. 연못-습지시스템은 다른 시스템에 비해 질소와 인의 처리율이 월등히 높은 것으로 알려져 있다 (Schueler, 1992).

습지는 동식물 부양체제와 환경의 기능을 유지하는데 광범위한 역할을 수행하여 왔으며 (Adamus, 1983), 수자원의 조절, 토양침식방지 및 각종 오염물질 흡수 그리고 조류와 어패류의 서식처로서 역할을 하고 여가 활동의 주된 장소이며 (Delgado et al., 1986; Heymanet et al., 1988; Coley et al., 1985), 심한 폭풍우를 막아주고 (Lahmann et al., 1989; Saenger et al., 1983), 육지로부터 유입되는 각종 오염물질을 정화하는 기능을 갖는다 (김, 1996).

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, 질소처리에는 질산화작용, 탈질작용, 식물과 미생물 흡수 및 암모니아태로의 휘산, 인산처리는 침전, 토양흡착, 식물과 미생물 흡수 등으로 처리되는 것으로 알려져 있다 (Brix et al., 1993).

이러한 습지에서의 오염물질에 대한 주요 처리기작은 Table 3-3에서와 같으며,

습지에서 처리되는 오염물질은 유기물, 부유고형물, 영양염류, 그리고 병원성 미생물과 중금속까지도 포함된다 (김, 2000).

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 (이, 1997). 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 (Lee et al., 1998; Lee et al., 1999).

그리고 화학적 처리기작은 질산화, 탈질 작용 및 암모니아 휘산 등이 있고 일부 토양흡착은 물리적인 과정뿐만 아니라 화학적 과정에 의해서 이루어진다 (이, 1997).

또한 생물학적 처리기작은 미생물의 분해, 식물의 항생물질 분비, 질산화 및 탈질 작용, 영양물질의 흡수 및 암모니아의 휘산 등이며, 대부분의 식물과 미생물은 영양소를 기반으로 대사활동을 하기 때문에 질소나 인을 흡수하여 보유함으로써 물의 부영양화 감소에 공헌한다 (이, 1997). 그러나 많은 양의 질소는 습한 상태에서 미생물에 의한 탈질작용으로 처리된다 (Lowrance et al., 1995; Martin et al., 1999).

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 (Richardson et al., 1986). 이때 토양에 의한 인 흡착에는 토질, 유기물함량, 산화환원전위, pH 등과 같은 화학적 특성들이 많은 영향을 미치게 된다 (이, 1997).

Table 3-3. Mechanism of water purification in constructed wetland (Brooks, 1991)

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.							
Physi-cal	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.							
Chem-ical	Decomposition						P		P
		Decomposition or alteration of less stable compounds by phenomena such as UV irradiation, oxidation, and reduction.							
Biolo-gical	Bacterial Metabolism <sup>b</sup>		P	P	P			P	
		Removal of colloidal solids and soluble organics by suspended, benthic, and plant-supported bacteria.							
		Bacterial nitrification/denitrification.							
	Plant Metabolism <sup>b</sup>							S	S
		Uptake and metabolism of organics by plants. Root excretions may be toxic to organisms of enteric organic.							
Biolo-gical	Plant Adsorption				S	S	S	S	
		Under proper conditions, significant quantities of these contaminants will be taken up by plants.							
Biolo-gical	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)

<sup>b</sup>=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  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  및 무기염으로 분해시키기 때문이다. 분해되기 어려운 물질은 부분적으로 분해되기 쉬운 물질로 전환시킨다. 박테리아의 종류는 Hofmann (Hofmann et al., 1992)의 실험결과에 의하면 갈대를 이용한 식물정화조 내에서 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 (Wissing et al., 1995).

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 (Kern et al., 1999; 전, 1994).

물의 pH는 산성 또는 염기성을 나타내는 중요한 지표로서 일반적으로 하천수, 호소수 및 지하수의 pH를 지배하는 것은 주로 탄산염이다 (Geller et al., 1997; Richardson et al., 1986; 전, 1994). 그 외에도 조류의 광합성 또는 호흡에 의해서 나타나는 생물학적 요인, 공업 및 광업 등에 의해 발생하는 각종 폐수 또는 산성비에 의한 영향, 암석이나 토양에 의해 영향을 받는 지질학적 요인 등이 있다 (Geller et al., 1997).

산화환원전위란 저니토내의 환원물에 대한 산화물의 비를 나타내는 것으로, 값이 크면 산화물의 비가 높다는 것을 의미하며, 저니토가 산화상태임을 나타낸다. 정수 식물에 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 높이는 역할을 한다 (Geisler et al., 1965; Teal et al., 1966). 이러한 저니토의 산화와 환원은 생태학적으로 중요한 의미를 갖는다. 즉, 산화과정에서 유해한  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  등의 환원물질을 산화시키고 (Howes et al., 1981; Penhale et al., 1983), 무기이온의 존재 형태에 영향을 주어 영양소의 이용효율을 변화시키며 (Howes et al.,

1981; Bradley et al., 1990), 유기물의 분해를 촉진시키고 (Hook et al., 1978; Tate et al., 1979), 환원과정에서 그 역의 반응이 일어난다. 저니토에서의 pH와 산화환원 전위는 유기물 분해에 관여하는 미생물의 종류, 수 및 활성도에 영향을 주기 때문에 오염물질처리에 중요한 요인이다 (Delaune et al., 1981).

용존산소는 방류수 수질기준 항목에는 포함되지 않지만 일반적으로 지표수에서 물고기의 서식에 지장이 없는 용존산소 기준치를  $5 \text{ mg L}^{-1}$  이상으로 규정하고 있다 (윤 등, 1997). 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 수생식물이 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 수생식물에 의한 탄소 동화작용으로 생겨난 산소를 뿌리로 보내어 가는 뿌리털 주위에 산소수막을 형성하며, 이 산소는 호기성미생물이 오염물질을 분해할 때 소모되는 것으로 알려져 있다 (윤 등, 1997; 조, 2000; 윤 등, 1998; 심과 한, 1998).

BOD는 오수내 생분해가 가능한 유기물질의 농도를 나타내는 지표로서 방류수 수질기준을 정하여 규제하고 있다 (윤 등, 1998; 심과 한, 1998). 인공습지 등 담수 환경에서 수생식물의 성장은 지상부식물의 내부통기 조직과 연결된 뿌리에서 근권으로 산소 방출을 한다고 하며, 갈대의 경우 어린뿌리가 가장 중요한 산소 공급원이라고 하였다 (이 등, 1994; Armstrong, 1979; Krasovskill et al., 1974). 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 (이 등, 1994; Armstrong, 1979; Krasovskill et al., 1974).

Fig. 3-1은 뿌리공간  $1 \text{ m}^2$ 에 갈대 뿌리로 가득 찬 뿌리공간에 하수가 포화상태로 하루에 50 L 유입될 때 처리되는 과정을 도시화 한 것이다 (Kickuth, 1970).

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 수생식물의 성장기에는 입과 줄기를 통하여 상당한 수분을 공기 중으로 발산하기 때문에 유출량에 영향을 미친다. 하수가 처리되는 과정에서 수생식물 그 자체가 주로 하수를 직접처리 한다고 말하지 않는다 (Ronsch, 1985).

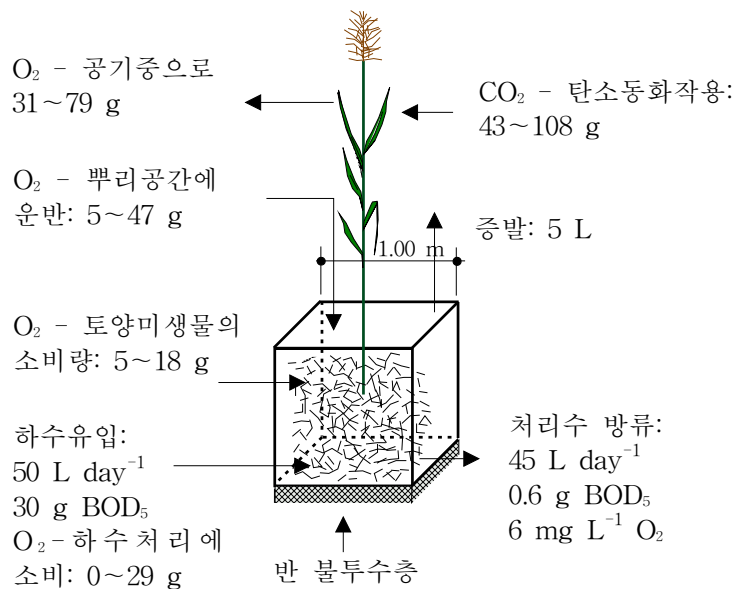


Fig. 3-1. Treatment capacity of 1 m<sup>2</sup> root space for a day (이 등, 1994).

질소는 인과 함께 식물생장에 필수요소이며 유기태 질소와 무기태 질소의 형태로 자연계에 존재한다 (윤 등, 1998).

오염용수중에 포함된 질소화합물은 요소나 단백질의 형태인 유기성 질소와 암모니아성 질소, 아질산성 질소, 질산성 질소 등의 무기성 질소로 구성되며, 암모니아성 질소가 T-N의 70%이상을 차지하고 있다. 인공습지를 이용한 하수처리장에서 처리되는 질소의 주요 경로는 크게 수생식물과 여재에 부착한 미생물에 의한 흡수, 암모니아 휘산, 그리고 질산화 및 탈질 등을 들 수 있다 (김, 2000).

생물학적 탈질을 반응에 따라 구분하면 암모니아의 질산화와 질산 및 아질산의 탈질로 구분된다. 암모니아의 질산화는 아질산화와 질산화로 나뉘어진다 (정과 정, 1994).

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 mg L<sup>-1</sup>이상, *Nitrobacter*는 용존산소 3.0~4.0 mg L<sup>-1</sup>이상에서는 커다란 영향이 없으며, 용존산소 0.5 mg L<sup>-1</sup>에서는 질산화율이 현저하게 감소되어 거의 질산화가 일어나지 않은 것으로 알려져 있다 (한국수자원공사, 1996).

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<sub>2</sub>로부터 합성된다 (오, 1999).

암모니아의 농도가 높은 경우에는 질산화가 진행됨에 따라 pH가 저하된다. 암모니아태 질소 1 mg L<sup>-1</sup>가 질산화 되면 7 mg L<sup>-1</sup>의 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 (오, 1999).

탈질세균은 일반적으로 혐기성이고, 산소가 존재하는 경우에는 이를 이용하여 호흡한다. 그러나 혐기성 조건에서 질산성 질소가 존재하면 산소 대신에 질산성 질소중에 들어있는 산소를 이용하여 증식할 수 있다. 또한 탈질을 하기 위하여 수소가 필요하고, 수소공여체로서의 유기물이 존재하지 않으면 안된다 (안, 1998). 탈질에 이용될 수 있는 유기물들에는 생활하수나 산업폐수의 유기물, 메탄올, 에탄올 및 아세트산 등이 있다 (안, 1998).

탈질반응의 최적의 pH는 7이며 (Geuenich, 1989), 탈질 박테리아의 생육적정 pH는 6.5~7.5이고, 이 범위를 벗어나면 탈질효율은 급격히 감소한다. 용존산소의 농도는 탈질속도에 영향을 끼치며, 농도가 0.2 mg L<sup>-1</sup>일때는 0 mg L<sup>-1</sup>일때 비하여 약 50% 정도 감소한다 (오, 1999).

탈질균이 산소 대신 질산성 질소를 이용하도록 하는 조절 메카니즘은 두 단계로 나뉘는데 첫 번째 단계는 탈질에 필요한 효소의 생성이다. 순수배양실험에서 산소

는 이런 효소의 생성을 억제하는 것으로 나타났다. 순수배양미생물이 호기성조건에서 무산소 조건으로 환경이 바뀌었을 때 이 효소를 만들어내기 위해서는 2~3시간이 걸린다 (안, 1998). 그러나 Simpkin 등 (Simpkin et al., 1998)은 활성슬러지에 관한 연구에서 무산소 조건을 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  $0.2 \text{ mg L}^{-1}$ 로 보고되었으나, Berdick 등 (Berdick et al., 1982)은 활성슬러지에서 그 값이  $0.3 \sim 1.5 \text{ mg L}^{-1}$ 라고 보고하였다. 그러나 Kornaros 등 (Kornaros et al., 1997)은 어떤 종류의 미생물들에 의해 호기성조건에서도 속도는 느리지만 탈질은 일어난다고 하였다. Thalasso 등 (Henze et al., 1995)은 메탄올을 탄소원으로 한 탈질실험에서 산소의 분압이 약 46 mb가 될 때까지는 탈질 속도가 증가하다가 50 mb보다 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  $\text{NH}_4\text{-N}$ 이  $\text{NO}_2\text{-N}$ 으로 되고, 이  $\text{NO}_2\text{-N}$ 은 역시 호기성 박테리아인 *Nitrobacter*의 작용으로 질산성 질소로 된다. 이때 생성된  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 식물체에 흡수되어 질소동화 작용을 거쳐 아미노산을 합성하며, 처리되지 않고 많은 양이 하천이나 호소로 유입될 경우 부영양화를 일으킬 수 있다. 뿌리공간에서  $\text{NO}_3\text{-N}$  처리공정은 무산소 상태에서 혐기성 박테리아에 의해  $\text{NO}_3\text{-N}$ 을 전자 수용체로 하여 질소기체로 공기 중으로 처리되는 것이다. 뿌리공간에서 호기성과 혐기성의 공존은 계속적인 탈질을 유도하게 되고 따라서 기체 형태로 질소의 처리가 가능하게 된다 (안, 1998).

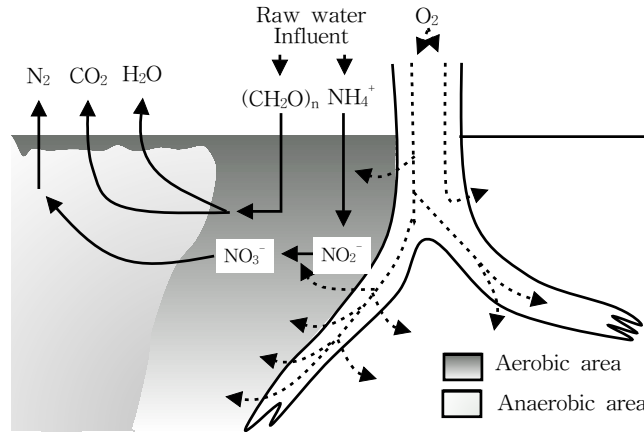


Fig. 3-2. Nitrification and denitrification of root space (Geuenich, 1989).

인은 식물의 생육에 필수요소로서 자연계에서 주로 인산으로 존재하며 인산성분은 질소성분과는 달리 물에 용해가 잘 안되고 토양에 견고하게 부착되어 광물질이나 유기물질들과 복합화합물의 형태를 이루고 있다. T-P는 용해상태와 입자상태의 모든 인산성분을 합한 것으로서 일반적으로 하수나 폐수의 방류수 수질기준에서도 인 성분은 T-P로 규제하고 있다 (윤 등, 1998).

인은 기체상태로의 처리 기작이 없으므로 식물 및 미생물에 의한 흡수, 토양에의 흡착 및 침전이 주요 처리 과정이다 (Geisler, 1965). 토양의 흡착에는 토질, 유기물 함량, 산화환원전위 및 pH 등과 같은 화학적 특성들이 많은 영향을 미치게 된다 (윤과 정, 1996).

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 1/7

에서 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 (최, 1997).

생물학적 인 제거의 영향인자로 유기물의 부하와 성분, 용존산소, 질산성 질소, pH 및 온도 등이 있고 이 중에서 혐기-호기 접촉시간, 용존산소, 질산성 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  $2 \text{ mg L}^{-1}$  정도일 때 최고 인 섭취가 이루어진다. 유기물 부하가 낮은 경우에는 용존산소가  $0.3 \text{ mg L}^{-1}$  정도 이하에서 인 방출이 이루어지며, 유기물 부하가 높은 경우에는 용존산소가  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$  이하에서 인 방출이 시작된다 (안, 1998).

생물학적 인 처리 공정에서 혐기조에 질산성 질소가 유입되는 것은 인 처리효율을 떨어뜨린다. 이는 혐기조에 유입되는 질산성 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 (Henze et. al., 1995).

그러나 최근에 많은 연구자들이 혐기조에서 인 처리 미생물이 질산성 질소를 산소 대신 전자수용체로 사용할 수 있음을 확인하고 산소대신 질산성 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 질산성 질소를 이용한 인 섭취는 하지 않는다 (안, 1998).

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 정수 식물은 근권의 발달도가 높고 밀생하는 경향이 높아 미생물의 부착매질로서 좋은

조건을 제공하며, 통기조직을 통해 산소를 공급하여 미생물의 유기물 분해와 탈질 작용을 유도한다 (황과 공, 1999).

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 (Smith et al., 1982). 단위면적당 이들 미생물의 생체량이 클 경우 전체적인 인의 흡수량은 매우 많게 된다. 따라서 단위 면적당 인 처리를 위해 미생물을 이용하는 것이 훨씬 큰 효율을 가져올 수 있다 (황과 공, 1999).

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 (황과 공, 1999).

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 잉여 흡수라 하는데 수요량을 초과하는 잉여 인은 생물체내에 인이 부족할 때 이용된다 (Stevenson et al., 1982) 즉, 일반적으로 생물체내 인의 농도와 세포의 성장은 일치를 이루지 않으며 세포내에 축적된 인의 양에 따라 달라진다 (황과 공, 1999).

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 (첨단환경기술, 1996).

수중의 인의 용해도는 매우 낮으므로 대부분 과포화상태에 있거나 입자에 흡착되어진 상태로 존재하며 침전의 기본 과정인 핵 생성, 결정의 성장, 응집과 숙성의 3 단계에서 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 (첨단환경



기술, 1996).

정석법을 이용한 인 처리는 수중의 인을 Ca이온과 반응하여 난용성인 Hydroxyapatite [ $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ]로 정석 처리하는 것이다 (Momborg et al., 1992; Ferguson et al., 1977).

반응식은 다음과 같이 나타낼 수 있다.



Hydroxyapatite의 용해도는 인 농도와 pH 조건에 따라 안정영역, 준안정영역, 불안정영역으로 나눌 수 있다. Hydroxyapatite는 안정영역에서는 결정이 급속하게 생성되는 영역이다 (최와 왕, 1999). 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 것파 곶탄, 석회석을 모재로 이용해 제조한 인공 탈인재 및 슬래그 등이 사용되고 있으며, 최근에는 폐기물인 곶패각의 연구가 진행되고 있으며, 사용되는 곶형물의 성상, 처리효율, 경제성 등이 탈인재 선정의 중요한 요소라 할 수 있다 (최과 왕, 1999). 탈인재로 사용되는 곶패각의 주성분은 칼슘이 약 37.6% 정도이며 이를  $\text{CaCO}_3$ 로 환산하면 약 94%가 되어 거의 대부분이 칼슘으로 이루어져 있으며 이외에도 Na와 Mg성분을 소량함유하고 있으며 중금속성분은 거의 함유되어 있지 않다. 곶패각은 다공성의 큰 표면적을 가지고 있으며, 분말의 표면적은  $5\sim 7 \text{ m}^3 \text{ g}^{-1}$  정도로 흡착에 아주 좋은 특성을 가지고 있다 (김, 1996). 정석 탈인 효과에 대한 영향인자는 탈인재 이외에도 pH, Ca이온농도, 공존 이온농도 등이 있다. Ferguson (Ferguson et al., 1977)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 (최와 왕, 1999).

## 제 2 절 실험적 접근방법

### 1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험

#### 가. 공시재료

본 실험에 사용된 공시 오염용수는 오염 농업용수 조사에서의 수질분석결과를 이용하여 실제 오염된 농업용수와 동일한 인공오염용수를 제조하였으며, 공시 여재는 여재채취장에서 채취한 여재를 사용하였다.

공시 인공오염용수의 이화학적 특성은 Table 3-4와 같고, 소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성은 Table 3-5 및 3-6에서 보는 바와 같다.

소형 오염용수처리장치에 사용된 여재는 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사: 쇠석:방해석= 1:1:1)의 총 4종류를 사용하였고, 여재의 입도분포도는 Fig 3-3에서 보는 바와 같이 원여재인 왕사, 쇠석 및 방해석의 유효입경 (여재를 입경 순으로 나열하였을 때 작은 입경으로부터 중량 10%되는 부분의 여재의 입경; $d_{10}$ )은 각각 1.2, 1.3 및 1.4 mm이었으며, 균등계수 (여재를 입경 순으로 나열하였을 때 작은 입경으로부터 중량 60%되는 입경과 10%되는 입경과의 비;  $d_{60} d_{10}^{-1}$ )는 각각 2.92, 2.07 및 2.14이었다.

그리고 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물은 다년생 수생식물인 갈대, 노랑꽃창포, 샷갯사초 및 큰고랭이 등 4종이었으며, 모든 수생식물은 야외노지에서 성장한 수초를 분주하여 이식하였다.

호기성조에는 갈대를, 혐기성조에는 노랑꽃창포, 샷갯사초 및 큰고랭이를 이식하였다. 공시 수생식물의 일반적인 특성은 Table 3-7에서 보는 바와 같다.

Table 3-4. Chemical characteristics of artificial agricultural water used

pH	EC	COD	T-N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	T-P	PO <sub>4</sub> -P	K	Ca	Mg
	(dS m <sup>-1</sup> )	------(mg L <sup>-1</sup> )-----									
7.2	0.37	50	35	1.2	0.80	32	3.0	3.0	40	30	10

Table 3-5. Physical characteristics of filter media used

	Porosity	Bulk density	d <sub>10</sub>	d <sub>60</sub>	Uniformity coefficient
	(%)	(g cm <sup>-3</sup> )	(mm)	(mm)	(d <sub>60</sub> d <sub>10</sub> <sup>-1</sup> )
Coarse sand	29	1.58	1.2	3.5	2.92
Broken stone	38	1.47	1.3	2.7	2.07
Calcite	36	1.60	1.4	3.0	2.14

Table 3-6. Chemical characteristics of filter media used

	pH	EC	O.M	T-N	T-P
	(1:5H <sub>2</sub> O)	(dS m <sup>-1</sup> )	(%)	----- (mg kg <sup>-1</sup> ) -----	
Coarse sand	7.9	0.05	0.54	15.9	23.0
Broken stone	7.8	0.04	0.85	3.9	20.6
Calcite	8.9	0.12	0.20	11.0	72.8

	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn
	----- (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
Coarse sand	1,638	2,212	489	464	2,428	0.2	51	15
Broken stone	1,394	1,031	1,942	154	4,955	2.4	264	18
Calcite	32	407,540	9,555	153	5,251	2.7	214	150

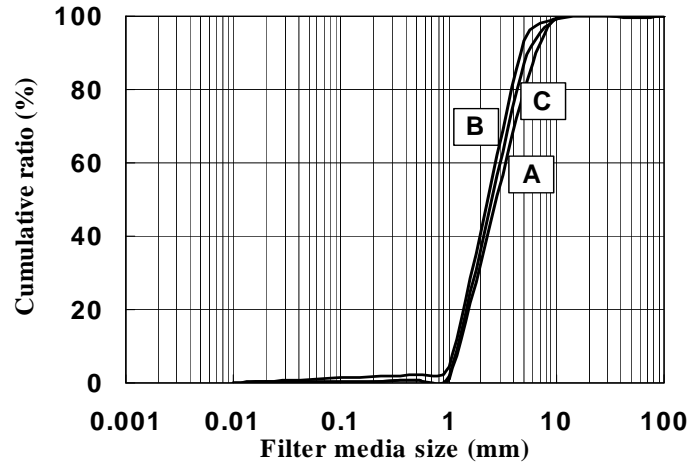


Fig. 3-3. Particle distributions of the filter media used.

A : Coarse sand, B : Broken stone, C : Calcite.

Table 3-7. Characteristics of the water plants used in the small-scale water treatment apparatus

Korean name	Scientific name	Bayer Code	Vegetative characteristics	Source
갈대	<i>Phragmites communis</i> TRIN.	PHRCO	1~3 m height, 1~2 cm diameter, September blooming	Wetland Riverside
노랑꽃 창포	<i>Iris pseudoacorus</i> L.	IRIPS	0.5~1 m height, 2~5 cm diameter, May blooming	Wetland Lake
삿갓	<i>Carex dispalata</i>	CRXDI	0.4~1 m height, 4~7 cm diameter, May~June blooming	Wetland Riverside
사초	<i>Scirpus</i>	SCPTA	0.3~1 m height, 0.2~0.5 cm diameter, June~July blooming	Wetland Lake
랭이	<i>tabernaemontaniv</i> GMEL			

나. 실험장치

1) Column 실험장치

Column 실험에 사용된 실험 장치는 Fig. 3-4과 같이 높이가 50 cm이고, 직경이 5 cm인 column에 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석=1:1:1)를 3,925 cm<sup>3</sup>의 동일한 체적으로 하기위해 각각 1.724, 1.383, 1.830 및 1.497 kg을 충전 하여 제작하였다.

실험에 사용된 오염용수는 공시 인공오염용수를 사용하였으며, column에 사용된 오염용수는 정량펌프를 이용하여 1,000 mL day<sup>-1</sup>이 되게 하향류로 연속적으로 1개월 동안 주입하였다. Column의 수위는 column내 여재의 표층까지 항상 유지하였고, column내 여재를 인공오염용수로 포화시키기 위해 유출수의 높이를 column내 충전된 여재의 표층보다 약간 높게 하였다.

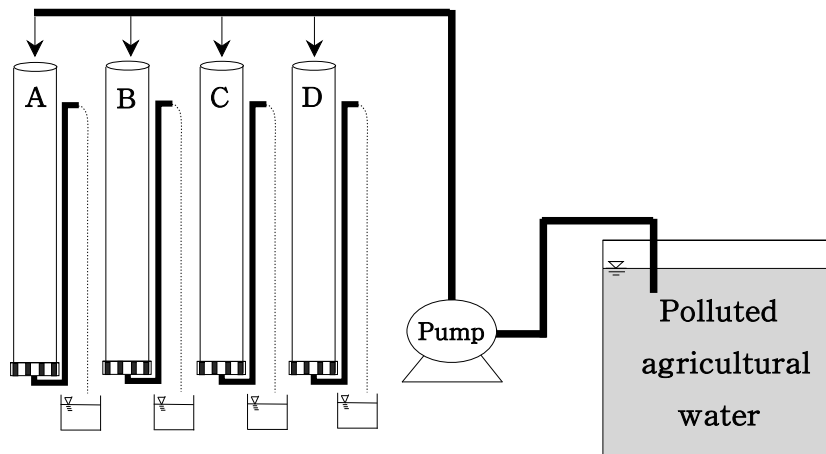


Fig. 3-4. Schematic diagram of the column experimental apparatus.

A : Coarse sand, B : Broken stone,  
C : Calcite, C : Mixed filter media.

## 2) 소형 오염용수처리장치

소형 오염용수처리장치는 호기성조와 혐기성조를 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형, 혐기-호기-혐기 조합형 및 호기-혐기-혐기 조합형으로 하여 총 4개의 조합으로 설계 및 시공하였으며, 실제 시공전경은 Photo. 3-1~3-2에서 보는 바와 같다.

### 가) 호기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

호기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치는 Fig. 3-5 <A>와 같이 호기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 호기성조 및 혐기성조의 크기는 각각 지름 1.0 m × 높이 0.8 m인 플라스틱 원통을 사용하여 용량이 0.63 m<sup>3</sup>되게 제작하였다. 소형 오염용수처리장치의 호기성조 및 혐기성조에 왕사, 쇄석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇄석:방해석=1:1:1)를 사용하였고, 여재 종류별 주입 위치는 각 여재를 하부에서 높이 0.8 m까지 충전하였다. 호기성조에는 통기관을 각 조의 밑바닥과 하부로 부터 0.4 m위치에 각각 설치하여 자연통풍이 되게 하였고, 혐기성조에는 체류시간을 최대화하기 위해 혐기성조를 3등분하였다. 소형 오염용수처리장치에서 오염용수의 흐름은 호기성조에 오염용수를 유입시켜 위로부터 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 오염용수는 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

### 나) 혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

혐기-호기 조합형 오염용수처리장치는 Fig. 3-5 <B>와 같이 혐기성조와 호기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 혐기성조와 호기성조 각 크기, 여재종류, 여재주입 위치는 상기 호기-혐기 조합형 오염용수 처리장치와 동일하게 하였다. 오염용수처리장치에서 오염용수의 흐름은 혐기성조에 오염용수를 유입시켜 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향의 수평여과방식으로 처리하여 유출된 혐기성조 처리수는 자연유하식으로 호기성조로 유입되게 하였고, 호기성조에 유입된 오염용수는 수직여과방식으로 처리하여 유출되게 하였다.

### 다) 혐기-호기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장치는 Fig. 3-5 <C>와 같이 혐기성조, 호

기성조 및 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 혐기성조와 호기성조 각각의 크기, 여재종류 및 여재주입 위치는 상기 호기-혐기 조합형 오염용수 처리장치와 동일하게 하였다. 오염용수처리장치에서 오염용수의 흐름은 혐기성조에 오염용수를 유입시켜 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향의 수평여과방식으로 처리하여 유출된 혐기성조 처리수는 자연유하식으로 호기성조로 유입되게 하였고, 호기성조에 유입된 오염용수는 수직여과방식으로 처리하였으며, 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 오염용수는 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

라) 호기-혐기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

호기-혐기-혐기 조합형 오염용수처리장치는 Fig. 3-5 <D>와 같이 호기성조, 혐기성조 및 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 혐기성조와 호기성조 각각의 크기, 여재종류 및 여재주입 위치는 상기 호기-혐기 조합형 오염용수 처리장치와 동일하게 하였다. 오염용수처리장치에서 오염용수의 흐름은 호기성조에 오염용수를 유입시켜 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 오염용수는 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였으며, 혐기성조 처리수는 다시 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하여 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

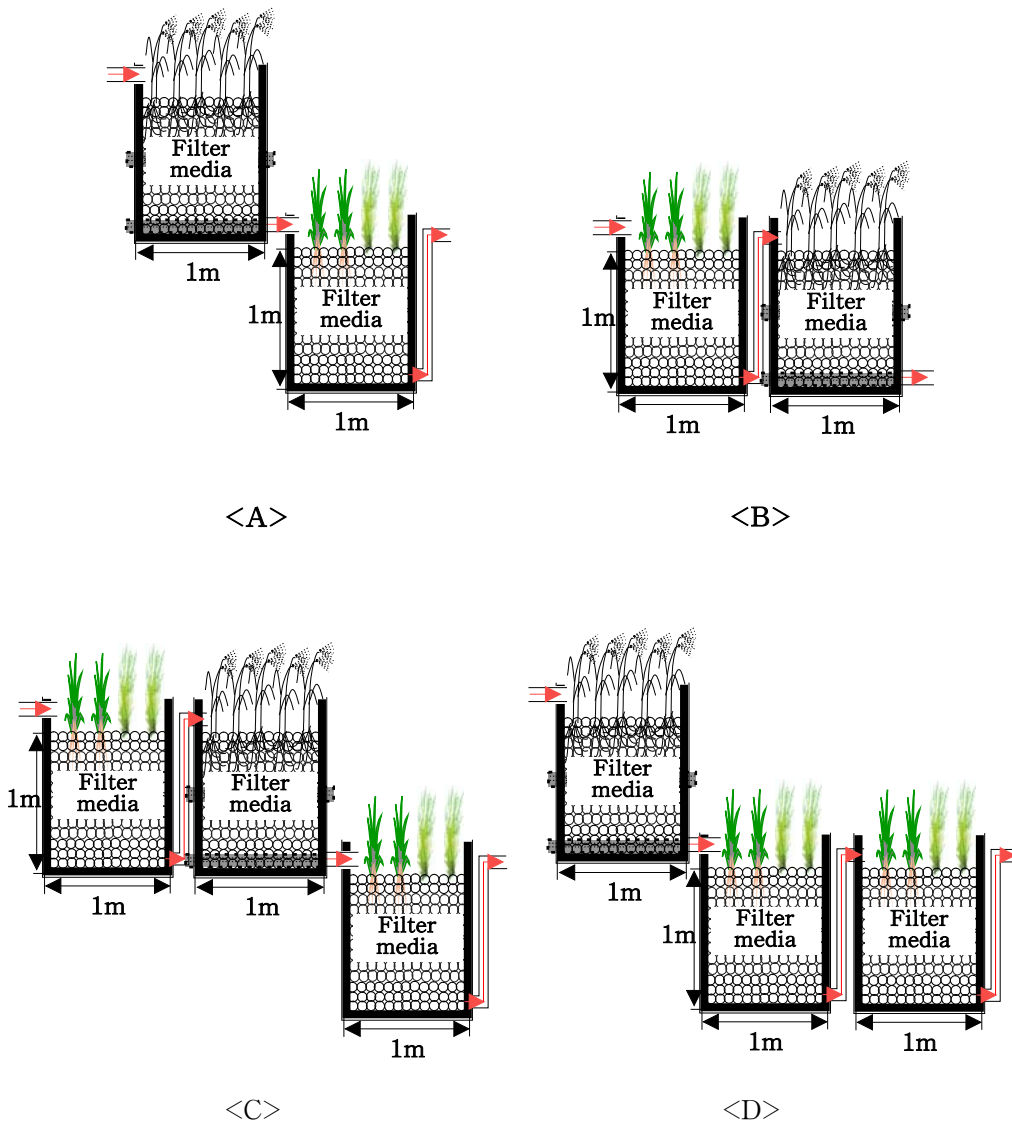


Fig. 3-5. Diagrams of a small-scale agricultural water treatment apparatus according to combination of aerobic and anaerobic plots.

- A : Aerobic-anaerobic plots,
- B : Anaerobic-aerobic plots,
- C : Anaerobic-aerobic-anaerobic plots,
- D : Aerobic-anaerobic-anaerobic plots.





기초 터파기 공사



오염용수처리장 평탄작업



배관작업



호기성조 통풍관



혐기성조 및 호기성조 위치 선정



혐기성조 오염용수 유도판 작업

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



여재 제거름



여재 조립



혐기성조 및 호기성조 완공



혐기성조 완공



수초이식



소형 오염용수처리장 완공전경

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

다. 실험방법

1) 오염 농업용수 조사

시설원예지대로부터 오염된 농업용수 조사는 경남 진주, 함안, 군북, 김해, 창녕, 사천 및 의령지역 시설원예지대 중 장기간 연용된 시설원예지에서 주위의 오염된 농업용수 11개 지점을 선정하여 조사 하였다.

2) 여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사

여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사는 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 적용하였으며, 그 결과를 토대로 여재 종류별 오염물질의 흡착능, 흡착경향 및 결합 세기 등을 조사하였다.

여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사를 위한 Freundlich 등온흡착식의 일반식은 다음 (1)과 같다.

$$(1) q = KC^{\frac{1}{n}}$$

q : 흡착제 단위 g당 흡착된 오염물질의 양 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

C : 평형상태에서 남은 오염물질농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

K : 오염물질의 흡착능력.

$\frac{1}{n}$  : 오염물질의 흡착경향.

여기서 q는 흡착제 단위 g당 오염물질의 흡착량 (mg)이고, C는 평형상태에서 용액중에 남아있는 오염물질의 평형농도이며, 그리고 K와  $1/n$ 은 Freundlich 상수로서 K는 오염물질의 흡착능을 나타내고  $1/n$ 은 흡착경향을 나타낸다.

(1)식의 양변에 log를 취하면 아래 (2)식과 같이 되고, 이것을  $Y=AX+B$ 의 1차방정식으로 나타내면 (3)식과 같이 된다.

$$(2) \log q = \log K + \frac{1}{n} \log C$$

$$(3) Y=AX+B$$

여재 종류별 오염물질의 흡착특성 조사를 위한 Langmuir 등온흡착식의 일반식은

다음 (1)식과 같다.

$$(1) q = \frac{abC}{1+bC}$$

q : 흡착제 단위 g당 흡착된 오염물질의 양 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

C : 평형상태에서 남은 오염물질농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

a : 최대흡착량에 관한 상수 혹은 최대흡착능력 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

b : 흡착에너지에 관한 상수.

여기서 q는 단위 g당 오염물질 흡착량 (mg)을 나타내며, C는 평형상태에서 용액 중에 남아있는 인의 평형농도, 그리고 a와 b는 경험적인 상수로서 a는 최대 흡착능을 나타내고 b는 흡착결합력을 나타낸다. (1)식을 다시 정리하면 다음 (2)식과 같이 되고 이것을  $Y=AX+B$ 의 1차 방정식으로 나타내면 (3)식과 같이 된다.

$$(2) \frac{C}{q} = \frac{1}{a} \cdot C + \frac{1}{ab}$$

$$(3) Y=AX\pm B$$

#### 가) 여재 종류별 질소의 흡착특성 조사

우리나라의 4계절 기후에 대한 여재의 흡착특성 변화를 조사하기 위해 소형오염용수처리장에 사용될 여재에 온도를 각각 5, 20 및 35℃로 달리하여 질소의 흡착특성을 조사하였다. 또한 소형 오염용수처리장치에 사용될 여재가 오염용수처리장에 유입될 오염용수의 pH 변화에 대한 흡착특성 변화를 조사하기 위해 용액의 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리하여 질소의 흡착능 및 흡착경향을 조사하였다.

온도에 따른 여재 종류별 암모니아성 질소의 흡착실험은 왕사, 쇄석 및 방해석을 각각 10, 10 및 1 g씩 삼각플라스크에 주입하고, 암모니아성 질소 ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 및 질산성 질소 ( $\text{KNO}_3$ ) 표준용액을 각각 0, 1, 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320  $\text{mg L}^{-1}$ 으로 제조하여 100 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm에서 24시간 동안 항온시켜 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다.

pH에 따른 여재 종류별 질소의 흡착특성 조사는 용액의 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리한 조건에서 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였으며, pH에 따른 여재 종류별 흡착실험은 상기 온도에 따른 여재 종류별 질소의 흡착실험과 동일하게 하였다.

#### 나) 여재 종류별 인의 흡착특성

우리나라의 4계절 기후에 대한 여재의 흡착특성 변화를 조사하기 위해 소형오염용수처리장에 사용될 여재에 온도를 각각 5, 20 및 35°C로 달리하여 인의 흡착특성을 조사하였다. 또한 소형 오염용수처리장치에 사용될 여재가 오염용수처리장에 유입될 오염용수의 pH 변화에 대한 흡착특성 변화를 조사하기 위해 용액의 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리하여 인의 흡착능 및 흡착경향을 조사하였다.

온도에 따른 여재 종류별 인의 흡착실험은 왕사, 쇠석 및 방해석은 각각 10, 10 및 1 g으로 하여 인 표준용액 ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )을 각각 0, 1, 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320  $\text{mg L}^{-1}$ 로 제조하여 100 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm에서 24시간 동안 향온시켰다.

pH에 따른 여재 종류별 인의 흡착특성 조사는 용액의 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리한 조건에서 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였으며, pH에 따른 여재 종류별 흡착실험은 상기 온도에 따른 여재 종류별 인의 흡착실험과 동일하게 하였다.

#### 다) 여재 종류별 등온흡착식의 적용성 검토

여재 종류별 등온흡착식의 적용검토 조사는 오염용수처리장에서 정확한 흡착량을 예측하기 위하여 여러 가지 흡착평형 모델식 중에서 가장 일반적으로 액상 흡착에 이용되고 있는 흡착평형 모델식인 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 사용하였다. 여재 종류별 흡착실험 (20°C, pH 7)에서 실제 흡착된 흡착량에 상기 등온흡착실험을 통해 계산된 등온흡착 일반식을 동시에 적용하여 실제 흡착량과 일치되는 등온흡착식을 조사하였다.



### 3) Column 실험에서의 오염용수 처리효율 조사

Column 실험에서의 오염용수 처리 효율 조사는 여재 종류별 오염물질의 흡착특성을 고려하여 소형 오염용수처리장치에 사용될 여재를 선정하기 위하여 처리시일별, 오염용수 주입량별로 각각 조사하였고, 이들 결과를 토대로 하여 오염용수 중 오염물질의 총 처리량을 조사하였다.

#### 가) 처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사

처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사는 인공오염용수를 정량펌프를 이용하여  $1,000 \text{ mL day}^{-1}$ 되게 하향류로 연속적으로 1개월간 주입하여, 처리 1일부터 30일까지 매일 1회씩 유출수를 채취하여 COD, T-N 및 T-P의 함량을 조사하였다.

#### 나) 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사

오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사는 오염용수를  $1,000 \text{ mL day}^{-1}$ 되게 하향류로 연속적으로 주입하여 주입량이 1, 10, 20 및 30 L에 도달하였을 때 처리수 중의 COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

#### 다) 오염용수 중 오염물질의 총 처리량 조사

오염용수 중 오염물질의 총 처리량 조사는 처리시간에 따른 처리효율과 오염용수 주입량에 따른 오염용수의 처리효율을 토대로 하여 30일 동안 주입된 오염용수 중 COD, T-N 및 T-P의 총 처리량을 조사하였다.

Column 실험에서의 오염용수 중 오염물질의 총 처리량은 처리 30일동안 유입된 오염용수 중의 각 오염물질의 총 유입량에서 총 유출량을 제외한 량으로 계산하였다. 각 오염물질의 총 유입량은 유입된 오염물질 농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ ) × 유입 오염용수량 ( $\text{L } 30 \text{ day}^{-1}$ )으로 산출하였고, 총 유출량은 유출된 오염물질 농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ ) × 유출 오염용수량 ( $\text{L } 30 \text{ day}^{-1}$ )으로 산출하였다.

### 4) 소형 오염용수처리장치에서의 오염용수 처리기술 개발을 위한 기초연구

#### 가) 소형 오염용수처리장치에서의 수처리 효율 조사

##### (1) 호기-혐기 조합방법에 따른 수처리 효율 조사

호기-혐기 조합방법에 따른 수처리 효율 조사는 자연정화공법에 의한 소형오염용수처리장치를 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형, 혐기-호기-혐기 조합형 및 호기-혐기-혐기 조합형의 4개의 조합으로 나누어 설계 및 시공하여 오염용수 부하량을  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 한 조건하에서 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

#### (2) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사

오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사는 상기 (1)항의 호기-혐기 조합방법에 따른 수처리 효율의 최적 조합방법 하에서 오염용수 부하량에 대한 대응성을 조사하기 위해 오염용수 부하량을 150, 300 및  $600 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 달리하여 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

#### (3) 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 조사

호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 조사는 상기 (1) 및 (2)항의 호기-혐기 조합방법별 및 오염용수 부하량별 수처리 효율의 최적 조합방법 및 최적 여재 하에서 호기성조 및 혐기성조의 깊이를 50 cm와 100 cm로 달리하여 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 오염용수 중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

#### (4) 오염용수의 주입비율에 따른 수처리 효율 조사

오염용수의 주입비율에 따른 수처리 효율 조사는 상기 (1), (2) 및 (3)항의 호기-혐기 조합방법별, 오염용수 부하량별 및 호기성조 및 혐기성조 깊이별 수처리 효율의 최적 조합방법, 최적여재 및 최적 오염용수 부하량 및 최적 호기성조 및 혐기성조의 깊이 하에서 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율을 100:0, 70:30, 50:50 및 30:70으로 각각 달리하여 오염용수 주입비율에 따른 오염용수 중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

#### (5) 질소 및 인 처리효율 극대화를 위한 공법 개선 후 수처리 효율 조사

##### (가) 호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 수처리 효율

호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사는 상기 (1), (2), (3) 및 (4)항의 호기-혐기 조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별 및 오염용수 주입비율별 수처리 효율의 최적 조합방법, 최적여재, 최적 호기성조 및 혐기성조의 깊이 및 최적 오염용수 주입비율 하에서 호기성조의 통풍방법을 무통풍, 단일통풍 및 이중통풍으로 각각 공법을 개선하여 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

(나) 혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리 효율

혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리 효율 조사는 (1), (2), (3), (4) 및 (5), (가)의 호기-혐기 조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별, 오염용수 주입비율별 및 호기성조의 통풍방법별 수처리 효율의 최적 조합방법, 최적여재, 최적 오염용수 부하량, 최적 호기성조 및 혐기성조의 깊이, 최적 오염용수 주입비율 및 최적 호기성조의 통풍방법 하에서 혐기-호기-혐기 조합형의 혐기성조 내 용존산소를 더욱 감소시키기 위해 혐기-호기-무산소, 무산소-호기-혐기 및 무산소-호기-무산소의 3개의 조건으로 공법을 각각 개선하여 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

나) 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량

(1) 수생식물의 생육상황

소형 오염용수처리장치의 수생식물은 2004년 7월 15일에 이식하였으며, 호기성조에는 갈대를 이식하였고, 혐기성조에는 노랑꽃창포, 삿갓사초 및 큰고랭이를 각각 이식하였다.

소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 조사는 2004년 8월 16일 (수생식물이식 후 1개월), 2004년 11월 15일 (수생식물이식 후 3개월), 2005년 2월 15일 (수생식물이식 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (수생식물이식 후 9개월)에 각각 건중량을 조사하였다.

(2) 수생식물의 무기성분 함량

소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 무기성분 함량 조사는 수생식물의 생육상황과 동일한 시일인 2004년 8월 16일 (수생식물이식 후 1개월), 2004년 11월 15



일 (수생식물이식 후 3개월), 2005년 2월 15일 (수생식물이식 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (수생식물이식 후 9개월)에 각각 T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn을 조사하였다.

다) 소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사

(1) 여재의 이화학적 특성

소형 오염용수처리장치에 채워 넣은 여재의 이화학적 특성 조사는 오염용수처리 장치 시설직전의 공시여재와 2004년 8월 16일 (오염용수처리 후 1개월), 2004년 11월 15일 (오염용수처리 후 3개월), 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (오염용수처리 후 9개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 각각 T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn을 조사하였다.

(2) 여재 표면의 무기성분 흡착특성

소형 오염용수처리장치에 채워 넣은 여재 표면의 무기성분 흡착특성 조사는 오염용수처리장치 시설직전의 공시여재와 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 여재 표면의 무기성분을 SEM 및 EDS로 분석한 하였다.

라) 소형 오염용수처리장치에서의 미생물상 조사

(1) 여재 표면의 미생물상 조사

소형 오염용수처리장치에 사용한 여재 표면의 부착미생물은 2004년 8월 16일 (오염용수처리 후 1개월), 2004년 11월 15일 (오염용수처리 후 3개월), 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (오염용수처리 후 9개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균, 암모니아산화균, 질산환원균, 탈질균 및 아질산산화균 등을 오염용수처리 시일별로 조사하였다.

(2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량

소형 오염용수처리장치에 사용한 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P

함량은 2004년 8월 16일 (오염용수처리 후 1개월), 2004년 11월 15일 (오염용수처리 후 3개월), 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (오염용수처리 후 9개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량을 각각 조사하였다.

### (3) 여재 표면의 생물막 부착상태 조사

여재의 생물막 부착 형태는 소형 오염용수처리장치에서 오염용수처리 6개월 후의 여재와 수생식물 뿌리를 채취하여 전자현미경 (SEM)으로 관찰하였다.

#### 라. 조사시기

소형 오염용수처리장치에서 수처리 효율의 조사 시기는 2004년 7월부터 2005년 5월까지 매달 실시하였으며, 호기·혐기조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별, 오염용수 주입비율별, 호기성조의 통풍방법별 및 혐기성조의 무산소별 수처리 효율은 소형 오염용수처리장치의 각 운전조건에서 4주간씩 운전하였으며, 시료의 채취는 4주 동안 1주 2회씩 분석하여, 총 8회 분석한 결과를 평균하여 각 조건에서의 수처리 효율을 조사하였다.

소형 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육 조사 및 무기성분 함량 조사시기는 2004년 8월 16일 (수생식물이식 후 1개월), 2004년 11월 15일 (수생식물이식 후 3개월), 2005년 2월 15일 (수생식물이식 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (수생식물이식 후 9개월)에 각각 조사하였다.

소형 오염용수처리장치에 채워 넣은 여재의 이화학적 특성 조사 시일은 오염용수처리장치 시설직전의 공시여재와 2004년 8월 16일 (오염용수처리 후 1개월), 2004년 11월 15일 (오염용수처리 후 3개월), 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (오염용수처리 후 9개월)에 각각 조사하였다. 또한 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량은 오염용수처리장치 시설직전의 공시여재와 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월)에 각각 조사하였다.

소형 오염용수처리장에서 여재중의 미생물상 조사 시일은 2004년 8월 16일 (오염용수처리 후 1개월), 2004년 11월 15일 (오염용수처리 후 3개월), 2005년 2월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2005년 5월 15일 (오염용수처리 후 9개월)에 본 오염용

수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 또한 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태 조사 시일은 오염용수처리 6개월 후의 여재를 채취하여 조사하였다.

#### 마. 분석방법

##### 1) 수질

수질 분석은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 2001; APHA, 1995).

수질의 pH는 초자전극법, EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로, DO 및 BOD는 윙클러 아지드화나트륨 변법, COD는 산성  $\text{KMnO}_4$ 법, SS는 유리섬유여과지법, T-N은 자외선 흡광광도법,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 은 인도페놀법,  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 부루신법, T-P는 아스코르빈산 환원법으로 각각 분석하였다.

##### 2) 식물체

식물체 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 1998).

식물체의 분석은 시료를 습식분해액 ( $\text{HClO}_4\text{:H}_2\text{SO}_4=1:1$ )으로 분해시킨 다음 T-N은 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 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 1998).

pH는 초자전극법, EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로 분석하였으며, 유기물은 Tyurin법, T-N은 Kjeldahl법, T-P는 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.

소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 무기성분 흡착특성은 오염용수처리장치 운전 6개월 후의 여재를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전 고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후 고정시켰다. 이때 사용한 모든 시약의 희석은 0.1 M 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 Scanning Electron Micrograph (SEM; Jeol JSM-6380LV, Japan)으로 관찰 후 Energy Dispersive Spectroscopy (EDS; Jeol JSM-6380LV, Japan)로 분석하였다.

#### 4) 미생물

여재 중 미생물 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 1998).

소형 오염용수처리장치에 사용한 여재의 생물막 및 미생물상을 조사하기 위해 시료를 멸균한 0.9% NaCl 용액에 적당하게 희석한 후 Table 3-8과 같은 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 배양 후 Griess Ilosvay 시약으로 발색시켜 (적색 또는 갈색) 발색유무에 따라 희석정도법으로 계수하였다. 2~3분 후 미발색 시험관에 소량의 아연분말을 가해서 적색으로 발색되는 것은 일차 생성된  $\text{NO}_2^-$ 가 공존하는 아질산산화세균에 의해서  $\text{NO}_3^-$ 까지 산화된 것으로 판정하고 같이 계수하였다. 아질산산화균 (nitrite oxidizing bacteria)은 암모니아산화균 계수방법에 준하여 Griess Ilosvay 시약을 떨어뜨려 무발색되는 것을 계수하였다. 셀룰로오스분해균은 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 녹색

에서 청색으로 변색되는 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다.

소형 오염용수처리장치에 사용한 여재 및 식물체의 생물막 부착상태는 오염용수 처리장 운전 6개월 후의 여재 및 식물체 뿌리를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전 고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후 고정 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 Scanning Electron Micrograph (SEM; Jeol JSM-6380LV, Japan)으로 관찰하였다. 또한 여재 표면의 생물막 총 함량은 채취한 시료 일정량을 도가니에 넣어 550°C 전기로에서 4시간 회화시킨 후 중량감소량을 측정하였다. 생물막중 T-P 함량은 여재시료에 분해액 ( $H_2SO_4:HClO_4 = 1:1$ )을 가하여 분해시킨 후 정용하여 Vanadate법으로 분석하였다.

Table 3-8. Compositions of the media and their compositions using microorganisms count

Items	Media	Compositions
Total bacteria	Plate Count Agar (PCA)	Digest of Casein 5.0 g, Yeast Extract 2.5 g, Dextrose 1.0 g, Agar 18 g, D.W 1 L, Final pH 7.0±0.2
Fungi	Rose-bengal agar	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> 1.0 g, MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 0.5 g, Glucose 10 g, Peptone 5 g, Rose-bengal 0.033 g, Agar 20 g, D.W 1 L, Final pH 6.8
General bacteria	NA medium	Nutrient broth 8 g, Agar 15 g, D.W 1 L
Ammonia oxidation bacteria	Ammonia oxidation bacteria count media	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0.5 g, NaCl 0.3 g, K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> 1.0 g, MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 0.3 g, FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 0.03 g, CaCO <sub>3</sub> 7.5 g, D.W 1 L
Nitrite bacteria	Nitrite bacteria count media	KNO <sub>2</sub> 0.006 g, FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 0.03 g, K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> 1.0 g, CaCO <sub>3</sub> 0.3 g, NaCl 0.3, CaCO <sub>3</sub> 1.0 g, MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 0.1 g, D.W 1 L
Cellulose decomposing bacteria	TY-CMC media	CMC 5 g, trypton 5 g, Yeast extract 5 g, CaCl <sub>2</sub> 1 g, Agar 20 g, D.W 1 L, 0.2%-Congo Red Method
Nitrification bacteria	GILTAY media	a) KNO <sub>3</sub> 1.0 g, Asparagin 1.0 g, 1% BTB 5 ml, D.W 0.5 L b) Sodium citrate 8.5 g, MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 1.0 g, FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O 0.05 g, H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> 1.0 g, CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O 0.2 g, D.W 0.5 L a)+b) pH 7.0-7.2
Nitrite reduction bacteria	GILTAY media	a) KNO <sub>3</sub> 1.0 g, Asparagin 1.0 g, 1% BTB 5 ml, D.W 0.5 L b) Sodium citrate 8.5 g, MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O 1.0 g, FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O 0.05 g, H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> 1.0 g, CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O 0.2 g, D.W 0.5 L a)+b) Final pH 7.0-7.2
Total coliforms	EMB Agar media	EMB Agar powder 36 g, Agar 5 g, D.W 1 L

## 2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발

### 가. 공시재료

본 실험에 사용된 공시 오염용수는 경남 산청군 단성면 남사리의 소규모 시설원예지대에서 발생하는 실제 오염용수를 사용하였으며, 현장 오염용수의 이화학적 특성은 Table 3-9에서 보는 바와 같이 BOD 및 COD는 일반 오염용수에 비해 약간 낮은 경향이었지만, 상대적으로 T-N 및 T-P 함량이 높았고, 특히 T-N의 대부분은  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이었다.

공시 여재는 1년차 연구인 상기 1.항의 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험 결과 최적 여재인 혼합여재를 사용하였다.

공시 여재는 각각 여재채취장에서 채취한 후 왕사:쇄석:방해석을 1:1:1의 비율로 섞어서 사용하였으며, 현장 오염용수처리장에서 사용한 여재의 이화학적 특성은 Table 3-10 및 3-11와 같고, 여재의 입도분포도는 Fig. 3-6에서 보는 바와 같다.

그리고 현장 오염용수처리장에 이식한 공시 수생식물은 다년생 수초인 갈대, 노랑꽃창포 및 골풀 등 3종이었으며, 갈대, 노랑꽃창포 및 골풀은 야외노지에서 성장한 수초를 분주하여 이식하였다. 수생식물의 이식은 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에는 노랑꽃창포 및 골풀을 이식하였고, 2차 처리조인 호기성조에는 갈대를 각각 재식거리 30 cm로 이식하였다.

Table 3-9. Chemical characteristics of polluted agricultural water used

	pH	EC ( $\text{dS m}^{-1}$ )	BOD	COD	SS	T-N	T-P
			-----( $\text{mg L}^{-1}$ )-----				
Average	7.58	0.33	19.4	35.43	40.9	26.40	4.53
Range	7.42~	0.21~	9.41~	24.0~	25.3~	1.96~	15.4~
	7.78	0.36	29.85	54.3	67.0	45.20	35.1

(Continue)

	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P	K	Ca	Mg
	----- (mg L <sup>-1</sup> ) -----						
Average	6.19	0.73	19.48	4.53	37.2	31.4	12.1
Range	0.61 ~ 6.98	0.21 ~ 0.87	4.39 ~ 38.6	2.45 ~ 27.56	4.2 ~ 45.6	2.5 ~ 37.8	1.2 ~ 14.3

Table 3-10. Physical characteristics of mixed filter media used

Porosity	Bulk density	d <sub>10</sub>	d <sub>60</sub>	Uniformity coefficient
(%)	(g cm <sup>-3</sup> )	(mm)	(mm)	(d <sub>60</sub> d <sub>10</sub> <sup>-1</sup> )
34	1.55	1.3	3.1	2.38

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-11. Chemical characteristics of mixed filter media used

pH	EC	O.M	T-N	T-P
(1:5H <sub>2</sub> O)	(dS m <sup>-1</sup> )	(%)	----- (mg kg <sup>-1</sup> ) -----	
8.17	0.05	0.90	29.3	76.9

K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn
----- (mg kg <sup>-1</sup> ) -----							
1,132	130,176	1,423	251	2,111	11.6	5.32	10.4

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).



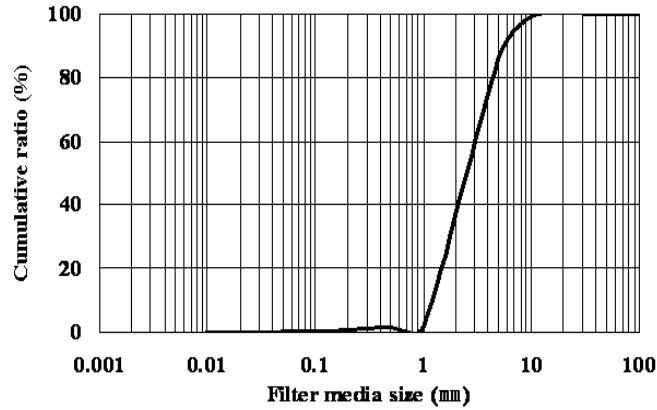


Fig. 3-6. Particle distributions of the mixed filter media used.

나. 실험장치

1) 혐기-호기-혐기 조건의 현장 오염용수처리장 설계 및 시공

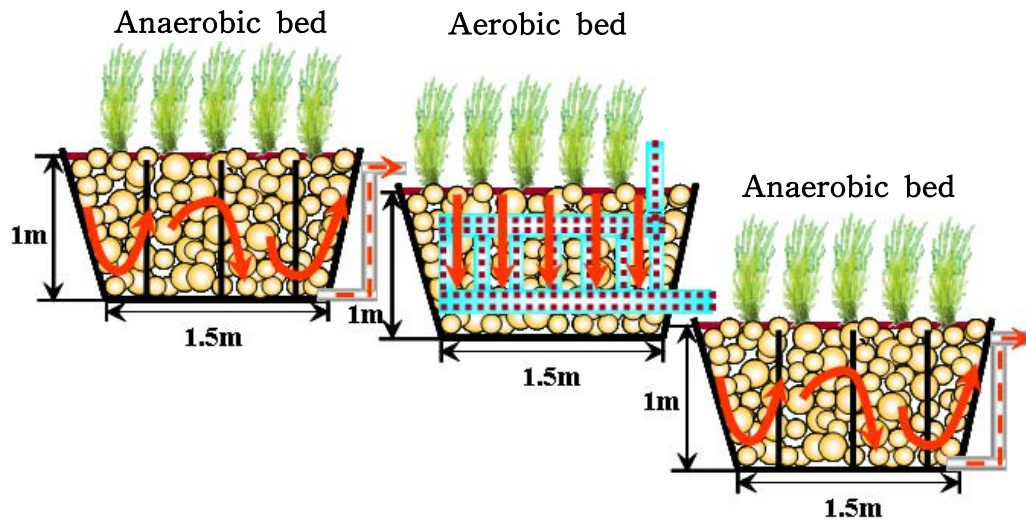
시설원예지대 오염용수처리를 위한 현장 오염용수처리장을 개발하기 위해 1차년도의 최적 조합방법이었던 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장을 Fig. 3-7 <A>와 같이 혐기성조, 호기성조 및 혐기성조를 연결하여 1개 조합으로 구성하였다. 호기성조와 혐기성조의 크기는 각각 가로 1.5 m × 세로 1.5 m × 높이 1.0 m로서 용량이 2.25 m<sup>3</sup>되게 시공하였다. 사용된 여재는 1차년도의 실험결과에서 오염물질의 처리효율이 매우 우수한 여재인 혼합여재 (왕사:쇄석:방해석=1:1:1)를 사용하였고, 여재 종류별 주입위치는 각 여재를 하부에서 높이 0.9 m까지 충전하였다. 혐기성조에는 체류시간을 최대화하기 위해 혐기성조를 3등분하였고, 호기성조에는 통기관을 각조의 밑바닥과 하부로 부터 50 cm위치에 각각 설치하여 자연통풍이 되게 하였다. 오염용수처리장에서 오염용수의 흐름은 혐기성조에 오염용수를 유입시켜 수평의 지그재그 방향의 수평여과방식으로 처리하였으며, 유출된 혐기성조 처리수는 자연유하식으로 호기성조로 유입되게 하였고, 호기성조에 유입된 오염용수는 수직여과방식으로 처리하였다. 이들 호기성조 처리수는 다시 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 오염용수는 3등분된 혐기성조에서 수평

의 지그재그 방향의 수평여과방식으로 처리되어 흐르게 하였다.

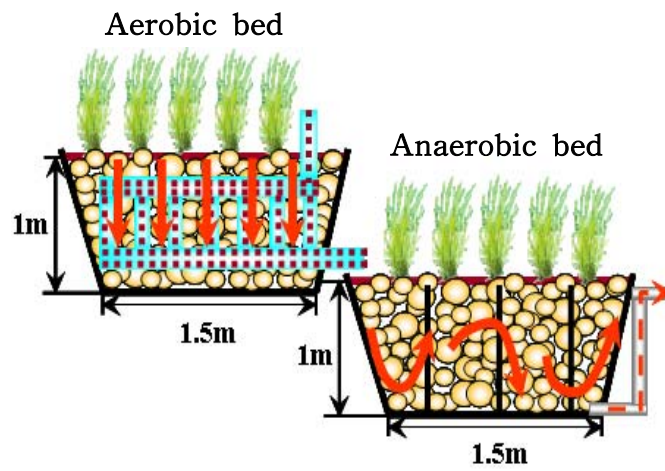
현장 오염용수처리장에는 다년생 수생식물인 갈대, 노랑꽃창포 및 골풀 등 3종류를 이식하였고, 호기성조에는 갈대를 이식하였고, 혐기성조에는 노랑꽃창포 및 골풀을 이식하였다.

## 2) 호기-혐기 조건의 현장 오염용수처리장 설계 및 시공

시설원예지대 오염용수처리를 위한 현장 오염용수처리장을 개발하기 위해 1차년도의 최적 조합방법이었던 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장과 함께 일반 오염용수처리에 가장 많이 사용되는 호기-혐기조건의 현장 오염용수처리장을 Fig. 3-7 <B>와 같이 호기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 시공하였다. 혐기성조 및 호기성조의 각 크기, 여재종류 및 여재 주입위치는 상기 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장과 동일하게 하였다. 현장 오염용수처리장에서 오염용수의 흐름은 호기성조에 오염용수를 유입시켜 위로부터 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였다.



<A>



<B>

Fig. 3-7. Diagrams of polluted agricultural water treatment plant.

A : Aerobic-anaerobic beds,

B : Anaerobic-aerobic-anaerobic beds.



현장 오염용수처리장 위치



혐기-호기-혐기성조 위치 선정



현장 오염용수처리장 기초 터파기



혐기-호기-혐기성조 터파기



호기성조 통기관 조립



호기성조 이중통기관

Photo. 3-3. Construction foreground of agricultural water treatment plant.





현장 오염용수처리장 차수막 작업



호기성조 내 통기관 작업



현장 오염용수처리장 내 여재 조립



현장 오염용수처리장의 여재조립전경



주변 도랑 정리 작업



현장 오염용수처리장 주변 평탄작업

Photo. 3-4. Construction foreground of agricultural water treatment plant.



현장 오염용수처리장 조경작업



협기성조 내 수초이식 전경



호기성조 내 수초이식전경



협기성조 (1차처리) 완공전경



호기성조 (2차처리) 완공전경



협기성조 (3차처리) 완공전경

Photo.3-5. Construction foreground of agricultural water treatment plant.

#### 다. 실험방법

##### 1) 현장 오염용수처리장에서의 수처리 효율 조사

현장 오염용수처리장의 운전은 시설원예지에서 유출되는 오염용수를 자연유하식으로 오염용수처리장에 유입 시켰으며, 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서는 1차 처리조인 혐기성조 유입수를 유입원수, 1차 처리조인 혐기성조 통과수를 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 통과수를 호기성조 처리수, 그리고 3차 처리조인 혐기성조 통과수를 방류수로 명명하였다. 또한 호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서는 1차 처리조인 호기성조 유입수를 유입원수, 1차 처리조인 호기성조 통과수를 호기성조 처리수 및 2차 처리조인 혐기성조 통과수를 방류수로 명명하였다.

현장 오염용수처리장에서의 수처리 효율 조사는 오염용수 처리공법별, 오염용수의 처리시일별, 오염용수의 부하량별, 수처리 공법 개선별, 오염용수 전처리 유무별, 오염용수 주입방법별, 현장 오염용수처리장에서 오염물질의 반응비 및 분해속도, 이상기후별, 계절별 및 연차별 수처리 효율을 각각 조사하였다.

##### 가) 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율 조사

오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장의 최적 조합방법을 조사하기 위해 현장 오염용수처리장을 혐기-호기-혐기 조합형과 호기-혐기 조합형의 2개의 조합조건으로 나누어 각각 1개월 동안 수처리 효율을 조사 하였다.

혐기-호기-혐기 조건의 오염용수처리장에서는 유입원수, 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수를 각각 채취하였고, 호기-혐기 조건의 오염용수처리장에서는 유입원수, 1차 처리조인 호기성조 처리수, 2차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수를 각각 채취하여 각 처리수의 pH, EC, DO, BOD, COD, SS, T-N, T-P, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N 및 PO<sub>4</sub>-P의 처리효율을 조사하였다.

##### 나) 오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율 조사

오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지 시설원예지대에서 유출되는 오염용수의 처리시일 따른 수처리 효율의 장기간 변화를 조사하기 위해 오염

용수처리장 운전 20개월 동안 총 144회의 유입원수, 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수를 각각 채취하여 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 함량을 조사하였다. 또한 오염용수 수처리 효율과 함께 오염용수 처리에 영향을 미칠 수 있는 온도, 강수량 및 오염용수 부하량을 같이 비교하여 비점오염원의 특성별 오염용수 처리의 적합성 여부를 조사하였다.

#### 다) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사

오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 대한 대응성을 조사하기 위해 상기 나)항의 오염용수 처리시일에 따른 수처리 결과 중 2005년 8월부터 2006년 3월까지 시설원예지대에서 유출되는 오염용수를 오염용수 부하량 ( $L m^{-2} day^{-1}$ )별로 각각 구분하여 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수에서의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율과 오염용수 부하량과의 상관관계를 조사하였다.

#### 라) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 조사

현장 오염용수처리장에서 수처리 공법개선에 따른 수처리효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 질소와 인의 수처리 효율 향상을 위해 방류수의 혐기성조 재처리, 방류수의 호기성조 재처리 및 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시주입으로 수처리 공법을 개선하여 각 공법별 방류수 중의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조건별로 한 달 동안 조사하였다.

##### (1) 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장에서 방류되는 약  $60\sim 400 L m^{-2} day^{-1}$ 의 방류수를 1차 처리조인 혐기성조에 약 10%인  $6\sim 40 L m^{-2} day^{-1}$ 을 재 주입시켜 1개월 동안 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.



(2) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장에서 방류되는 약  $60\sim 400\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 의 방류수를 2차 처리조인 호기성조에 약 10%인  $6\sim 40\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 을 재 주입시켜 1개월 동안 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

(3) 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 조사

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장의 혐기성조에 유입되는 약  $60\sim 400\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 의 유입수를 1차 처리조인 혐기성조에 약 90%인  $54\sim 360\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 을 주입하고, 유입수 중 약 5%인  $3\sim 20\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 은 1차 처리조인 혐기성조를 거치지 않고 2차 처리조인 호기성조에 직접 주입하였으며, 유입수 중 약 5%인  $3\sim 20\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 의 유입수는 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조를 거치지 않고 3차 처리조인 혐기성조에 직접 주입시켜 1개월 동안 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

마) 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사

오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상가(가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에 오염용수가 유입되기 전에 전처리를 위한 침전조를 가로  $0.5\text{ m} \times$  세로  $0.5\text{ m} \times$  높이  $1.0\text{ m}$ 로서 용량이  $0.25\text{ m}^3$ 되게 시공하였다. 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사는 일시적인 과잉의 부하량에 따른 다량의 침전물 및 토사 등의 침전물의 영향을 조사하기 위해 시설원예지대에서 유출되는 오염용수를 침전조에서 전처리한 후 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장으로 유입되어 처리되는 조건과 오염용수를 침전조를 거치지 않고 직접 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장으로 유입되어 처리되는 조건하에서 각각 한 달 동안의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 수처리 효율을 조사하였다.

바) 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 조사

현장 오염용수처리장에서 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 시설원예지대의 불규칙한 유출량에 대한 현장 오염용수처리장의 대응성을 조사하기 위해 오염용수의 주입방법을 연속주입과 간헐주입 및 장기간 운전정지 후 연속주입으로 나누어 수처리 효율을 조사하였다. 연속주입은 혐기성조에 오염용수 유입량을 약  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 하여 1개월 동안 연속적으로 주입하였고, 간헐적 주입은 혐기성조에 유입량을 약  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 연속주입과 동일하게 하되 2시간 간격으로 1시간씩 주입하였으며, 장기간 운전정지 후 연속주입은 1개월간 오염용수처리장에 오염용수를 주입하지 않고 1개월 후부터 오염용수처리장에 오염용수 유입량을 약  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 주입하여 1개월 동안의 방류수 중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다.

사) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 조사

현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 ( $C/C_0$ ) 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 처리단계별 오염물질의 처리 경향을 파악하기 위해 1개월 동안 유입된 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 초기농도( $C_0$ )에 대한 각 처리조의 체류시간별 처리수 ( $C$ )의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사하였다. 체류시간은 1차 처리조인 혐기성조에서는 0.9, 1.8, 2.7 day, 2차 처리조인 호기성조에서는 2.7, 3.0 day 및 3차 처리조인 혐기성조에서는 3.0, 3.9, 4.8, 5.6 day로 하였다.

아) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도 조사

현장 오염용수처리장에서 오염물질의 분해속도 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염물질의 처리 경향을 파악하고, 이를 토대로 오염용수처리장의 설계 및 시공 시 부지면적 감소와 오염물질의 처리효율 극대화를 위한 기초자료로 활용하기 위해 상기 사)항의 현장 오염용수처리장에서 오염물질의 반응비 조사결과를 이용하여 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 분해속도를 조사하였으며, 각 오염물질의 분해속도는  $\ln(C/C_0) = -Kt$ 의 1차 반응을 이용하였다.

오염물질의 분해속도는 1차반응으로 가정하여  $V=KC$ 로 정의할 수 있으며, 반응속도  $V$ 는 하나의 오염물질 농도에 관계될 때 순간적인 시간  $dt$ 에서 농도  $C$ 가  $dc$ 만큼 변하는 순간으로  $-dc/dt$ 로 정의된다 (반응물질의 농도는 시간이 경과함에 따라 감소되므로  $-$ 로 표시).

그러므로  $V=KC$ 에서  $V$ 대신에  $-dc/dt$ 를 대입하여 정리하면  $dc/c=-Kdt$  식을 유도할 수 있으며, 이 식은  $t=0$  일 때,  $C=C_0$ 의 조건을 주어 적분하면 (1)식과 같고 이를 정리하여 (2)식으로 나타낼 수 있다.

$$\int_{C_0}^C \frac{1}{C} dC = -K \int_0^t dt \text{ ----- (1)}$$

$$\ln \frac{C}{C_0} = -Kt \text{ ----- (2)}$$

$C_0$ : 초기 ( $t=0$ ) 농도,

$C$ : 나중 ( $t$ 시간 후) 농도,

$K$ : 반응속도상수 또는 감수속도정수 ( $\text{time}^{-1}$ ),

$t$ : 반응시간 (time).

따라서 상기 (2)식에서 오염물질의 분해속도 상수  $K$ 는 초기 농도에서 체류시간에 따른 오염물질의 감소된 농도로부터  $Y$ 축에는  $\ln [C/C_0]$ ,  $X$ 축에는 시간 ( $t$ )로 직선식을 그어서 나온 기울기를 이용하여 구할 수 있다.

#### 자) 이상기후에서의 수처리 효율 조사

이상기후에서의 수처리 효율 조사는 이상기후에 대한 대응성을 조사하기 위해 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장의 환경조건을 장마기 및 혹한기의 이상기후로 구분하여 방류수 중의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다. 장마기의 오염용수 처리효율 조사 시일은 장마가 지속되었던 2005년 7~8월 및 2006년 7~8월경의 수처리 효율을 조사하였고, 혹한기의 오염용수 조사 시일은 2006년 1~2월 및 2007년 1~2월경의 겨울철 평균기온이  $0^{\circ}\text{C}$ 이하일 때의 수처리 효율을 조사하였다.

#### 차) 계절별 수처리 효율 조사

계절별 수처리 효율 조사는 우리나라 계절별 수처리 효율 특성을 조사하기 위해 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지의 수처리 결과 모두를 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하여 각 계절별 평균 오염용수 처리효율을 조사하였다. 봄은 3, 4, 5월, 여름은 6, 7, 8월, 가을은 9, 10, 11월 및 겨울은 12, 1, 2월로 각각 구분하였다.

#### 카) 기온별 수처리 효율 조사

기온별 수처리 효율 조사는 본 현장 오염용수처리장은 주로 미생물에 의해 생물학적으로 오염용수가 처리됨으로 기온이 처리율에 많은 영향을 미칠 것으로 판단되어 기온이 오염용수처리율에 미치는 영향을 검토하기 위하여 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지의 수처리 결과 모두를  $-5^{\circ}\text{C}$  이하,  $-5^{\circ}\text{C} \sim 5^{\circ}\text{C}$ ,  $5^{\circ}\text{C} \sim 15^{\circ}\text{C}$ ,  $15^{\circ}\text{C} \sim 25^{\circ}\text{C}$ ,  $25^{\circ}\text{C}$  이상의 기온으로 구분하여 수처리 효율을 조사하였다.

#### 타) 연차별 수처리 효율 조사

현장 오염용수처리장에서의 연차별 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지의 수처리 결과 모두를 2차년도인 2005년 8월부터 2007년 5월까지와 3차년도인 2006년 6월부터 2007년 4월까지로 각각 구분하여 수처리 효율을 조사하였다.

#### 2) 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1), 가)항의 오염용수 처리공법별 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 조사하였다.

#### 가) 수생식물의 생육상황 조사

현장 오염용수처리장의 수생식물은 2005년 7월 15일에 이식하였으며, 혐기성조에는 노랑꽃창포 및 글풀을 이식하였고, 호기성조에는 갈대를 각각 이식하였다. 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육조사는 2005년 9월 15일 (수생식물 생육 후 2개월), 2005년 11월 15일 (수생식물 생육 후 4개월), 2006년 1월 15일 (수생식물 생육 후 6개월), 2006년 5월 15일 (수생식물 생육 후 10개월), 2006년 9월 15일 (수생식물 생육 후 14개월), 2007년 1월 15일 (수생식물 생육 후 18개월), 2007년 5월 15일 (수생식물 생육 후 22개월)에 초장, 잎수, 분얼수, 생체중 및 건물중을 각각 조사하였다.

#### 나) 수생식물의 무기성분 함량 조사

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 무기성분 함량 조사는 2005년 9월 15일 (수생식물 생육 후 2개월), 2005년 11월 15일 (수생식물 생육 후 4개월), 2006년 1월 15일 (수생식물 생육 후 6개월), 2006년 5월 15일 (수생식물 생육 후 10개월), 2006년 9월 15일 (수생식물 생육 후 14개월), 2007년 1월 15일 (수생식물 생육 후 18개월), 2007년 5월 15일 (수생식물 생육 후 22개월)에 식물체 중의 T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn 함량을 각각 조사하였다.

#### 다) 수생식물의 무기성분 흡수량 조사

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 무기성분 흡수량은 수생식물 이식후 2, 4, 6, 10, 14, 18 및 22개월의 각 수생식물의 무기성분 함량에 건물생산량을 곱하여 식물체 중의 T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량을 산출하였다.

### 3) 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성조사

#### 가) 여재의 물리적 특성

현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 물리적 특성조사는 1차년도 연구결과와 상기 1), 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 조사하였다. 현장 오염용수처리장의 물리적 특

성조사는 시공직전의 공시여재와 2차년도 종료시점인 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월) 및 3차년도 종료시점인 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 각각 깊이별로 표층 (5 cm)과 심층 (50 cm)으로 구분하여 여재의 입경분포도, 가비중 및 공극률을 각각 조사하였다.

#### 나) 여재의 이화학적 특성

현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성조사는 1차년도 연구결과와 상기 1), 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 조사하였다. 현장 오염용수처리장의 이화학적 특성조사는 시공직전의 공시여재와 2005년 9월 15일 (오염용수처리 후 2개월), 2005년 11월 15일 (오염용수처리 후 4개월), 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월), 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월), 2006년 9월 15일 (오염용수처리 후 14개월), 2007년 1월 15일 (오염용수처리 후 18개월), 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 각각 깊이별로 표층 (5 cm)과 심층 (50 cm)으로 구분하여 여재 중 pH, EC, 유기물, T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn 함량을 각각 조사하였다.

#### 다) 여재 표면의 무기성분 흡착특성

현장 오염용수처리장에 채워 넣은 여재 표면의 무기성분 흡착특성 조사는 오염용수처리장 시설직전의 공시여재와 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 여재 표면의 무기성분을 SEM 및 EDS로 분석한 하였다.

### 4) 현장 오염용수처리장에서의 미생물상 조사

#### 가) 여재 표면의 미생물상 조사

현장 오염용수처리장에 사용한 여재 표면의 미생물상은 2005년 9월 15일 (오염용

수처리 후 2개월), 2005년 11월 15일 (오염용수처리 후 4개월), 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월), 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월), 2006년 9월 15일 (오염용수처리 후 14개월), 2007년 1월 15일 (오염용수처리 후 18개월), 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조, 3차 처리조인 혐기성조에서 각각 깊이별로 표층 (5 cm)과 심층 (50 cm)으로 구분하여 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균, 암모니아산화균, 질산환원균, 탈질균 및 아질산산화균 등을 오염용수처리 시일별로 조사하였다.

#### 나) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량

현장 오염용수처리장에 사용한 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량은 2005년 9월 15일 (오염용수처리 후 2개월), 2005년 11월 15일 (오염용수처리 후 4개월), 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월), 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월), 2006년 9월 15일 (오염용수처리 후 14개월), 2007년 1월 15일 (오염용수처리 후 18개월), 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 표층 (5 cm)과 심층 (50 cm)으로 구분하여 채취한 후 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량을 각각 조사하였다.

#### 다) 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태 조사

현장 오염용수처리장에서 여재 및 수생식물 뿌리의 생물막 부착 형태는 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)의 여재와 수생식물 뿌리를 채취하여 전자현미경 (SEM)으로 관찰하였다.

#### 5) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수치

본 자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장에서의 오염물질 수치는 오염용수처리장의 시공시 설계의 규격화, 효율적인 오염용수처리장 관리 및 안정적인 수처리 효율을 위해 매우 중요한 기초자료이다. 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 수치 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1), 가)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 조사하였으며, 우선 유입량, 유출량 및 증발산량의 기본 인자를 고려하여 유입되는 오염

용수 중의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P를 총 부하량과 총 유출량을 각각 조사하였고, 각 처리조별로 처리되는 처리량을 오염물질별로 각각 조사하였다. 또한 질소와 인의 경우 각 오염물질의 처리기작을 여재의 흡착에 의한 처리량과 수생식물에 의한 흡수량 및 기타처리에 의한 처리량으로 세분화하여 각각 조사하였다.

#### 가) 현장 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량

현장 오염용수처리장에서 현장처리장의 운전 2년 동안 매주 1회 이상 오염용수 원수, 1차 처리인 혐기성조 처리수, 2차 처리인 호기성조 처리수 및 3차 처리인 혐기성조인 방류수의 유량을 측정하여 그 차이를 평균하여 연간 증발산량을 조사하였다.

#### 나) 현장 오염용수처리장의 오염물질 수지

현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수지는 유입되는 오염물질의 부하량, 1차 처리인 혐기성조 처리량, 2차 처리인 호기성조 처리량, 3차 처리인 혐기성조 처리량 및 방류량으로 구분 조사하였다. 오염물질 중 질소 및 인은 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량, 3차 처리조인 혐기성조 처리량을 수생식물의 흡수량, 여재에 의한 흡착 또는 침전, 그리고 기타 처리량으로 세분화하였다.

현장 오염용수처리장의 운영 2년 동안 유입된 오염용수 중의 각 오염물질의 연간 총 부하량은 연평균 유입되는 오염물질 농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ )  $\times$  유입 오염용수량 ( $\text{m}^3 \text{ year}^{-1}$ )으로 산출하였다. 각 오염물질의 연간 총 부하량을 토대로 하여 오염물질 수지식을 아래와 같이 작성하였다.

①식은 오염물질 수지식으로서 오염용수처리장에 유입되는 오염물질의 연간 총 유입량이 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되어 방류되는 것으로 나타내었으며, ①식 중 1차 처리조인 혐기성조의 오염물질 수지를 ②식과 같이 나타내었고, 2차 처리조인 호기성조의 오염물질 수지를 ③식과 같이 나타내었으며, 3차 처리조인 혐기성조의 오염물질 수지를 ④식과 같이 나타내었다.



$$\textcircled{1} \Sigma I_{in} = \Sigma T_{an} + \Sigma T_{ae} + \Sigma T_{ana} + \Sigma E_{ef}$$

$\Sigma I_{in}$  : 오염물질의 연간 총 유입량

$\Sigma T_{an}$  : 1차 처리조인 혐기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량

$\Sigma T_{ae}$  : 2차 처리조인 호기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량

$\Sigma T_{ana}$  : 3차 처리조인 혐기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량

$\Sigma E_{ef}$  : 오염물질의 연간 총 방류량

$$\textcircled{2} \Sigma T_{an} = \Sigma T_{anp} + \Sigma T_{anf} + \Sigma T_{ano}$$

$\Sigma T_{anp}$  : 1차 처리조인 혐기성조에서의 수생식물에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량

$\Sigma T_{anf}$  : 1차 처리조인 혐기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량

$\Sigma T_{ano}$  : 1차 처리조인 혐기성조에서의  $\Sigma T_{anp}$ 와  $\Sigma T_{anf}$ 를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

$$\textcircled{3} \Sigma T_{ae} = \Sigma T_{aep} + \Sigma T_{aef} + \Sigma T_{aeo}$$

$\Sigma T_{aep}$  : 2차 처리조인 호기성조에서의 수생식물에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량

$\Sigma T_{aef}$  : 2차 처리조인 호기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량

$\Sigma T_{aeo}$  : 2차 처리조인 호기성조에서의  $\Sigma T_{aep}$ 와  $\Sigma T_{aef}$ 를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

$$\textcircled{4} \Sigma T_{ana} = \Sigma T_{anap} + \Sigma T_{anaf} + \Sigma T_{anao}$$

$\Sigma T_{anap}$  : 3차 처리조인 혐기성조에서의 수생식물에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량

$\Sigma T_{anaf}$  : 3차 처리조인 혐기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량

$\Sigma T_{anao}$  : 3차 처리조인 혐기성조에서의  $\Sigma T_{anap}$ 와  $\Sigma T_{anaf}$ 를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

①식에서  $\Sigma I_{in}$ 은 오염용수처리장에 유입되는 연간 오염물질의 총 유입량이며, 이 총 유입량은 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되는  $\Sigma T_{an}$ 과 2차 처리조인 호기성조에서 처리되는  $\Sigma T_{ae}$  및 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되는  $\Sigma T_{ana}$  으로 나누어지고 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되지 못하여 방류되는 오염물질의 총 방류량은  $\Sigma E_{ef}$ 로 나타내었다.

②식은 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로서  $\Sigma T_{an}$ 은 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 오염물질 중 1차 처리조인 혐기성조에 이식한

수생식물에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인  $\Sigma T_{anp}$ 와 1차 처리조인 혐기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인  $\Sigma T_{anf}$ 로 나누었고 1차 처리조인 혐기성조 수생식물과 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을  $\Sigma T_{ano}$ 로 나타내었다.

③식은 2차 처리조인 호기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로서  $\Sigma T_{ae}$ 는 호기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 호기성조에서 처리되는 오염물질 중 2차 처리조인 호기성조에 이식한 수생식물에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인  $\Sigma T_{aep}$ 와 호기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인  $\Sigma T_{aef}$ 로 나누었고 호기성조 수생식물과 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을  $\Sigma T_{aeo}$ 로 나타내었다.

④식은 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로서  $\Sigma T_{ana}$ 는 3차 혐기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 혐기성조에서 처리되는 오염물질 중 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 수생식물에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인  $\Sigma T_{anap}$ 와 혐기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인  $\Sigma T_{anaf}$ 로 나누었고 혐기성조 수생식물과 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을  $\Sigma T_{anao}$ 로 나타내었다.

#### (1) BOD 수지

현장 오염용수처리장에서 BOD 수지는 상기 오염물질 수지 계산식 ①에 의해 오염용수 원수, 1차 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하여 계산하였다.

#### (2) COD 수지

현장 오염용수처리장에서 COD 수지는 상기 오염물질 수지 계산식 ①에 의해 오염용수 원수, 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하여 계산하였다.

#### (3) SS 수지

현장 오염용수처리장에서 SS 수지는 상기 오염물질 수지 계산식 ①에 의해 오염용수 원수, 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차

처리조인 혐기성조 처리수인 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하여 계산하였다.

#### (4) T-N 수치

현장 오염용수처리장에서 T-N 수치는 상기 오염물질 수치 계산식 ①, ②, ③ 및 ④에 의해 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하고, 여기에 혐기성조 및 호기성조에서는 수생식물의 연간 T-N 흡수량과 여재의 연간 T-N 증가량을 고려하여 계산하였다.

#### (5) T-P 수치

현장 오염용수처리장에서 T-P 수치는 상기 오염물질 수치 계산식 ①, ②, ③ 및 ④에 의해 1차 처리조인 혐기성조 처리수, 2차 처리조인 호기성조 처리수 및 3차 처리조인 혐기성조 처리수인 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하고, 여기에 혐기성조 및 호기성조에서는 수생식물의 연간 T-P 흡수량과 여재의 연간 T-P 증가량을 고려하여 계산하였다.

### 라. 조사시기

자연정화공법에 의한 현장 오염용수처리장에서 수처리 효율 조사는 2005년 8월부터 2007년 4월까지 매월 실시하였다. 오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율은 각 처리조건하에서 1개월 동안 운전하였고, 시료의 채취는 처음 1주부터 3주까지는 1주 1회, 마지막 주에는 격일간격으로 4회씩 분석하여 총 7회 분석한 결과를 평균하여 각 조건에서의 오염물질의 수처리 효율을 구하였다.

오염용수 처리시일에 따른 수처리 효율은 2005년 8월부터 2007년 4월까지 오염용수처리 20개월 동안 총 144회 분석하였고, 오염용수 부하량에 따른 수처리 효율은 2005년 8월부터 2006년 3월까지 분석한 결과를 이용하였다. 또한 수처리 공법개선별, 오염용수 전처리 유무별, 오염용수 주입방법별, 현장 오염용수처리장에서 오염물질의 반응비 및 분해속도, 오염용수와 오염용수의 병합처리별은 각 처리조건하에서 1개월 동안 운전하였으며, 시료의 채취는 처음 1주부터 3주까지는 1주 1회, 마지막 주에는 격일간격으로 4회씩 분석하여 총 7회 분석한 결과를 평균하여 각 조건에서의 오염물질의 수처리 효율을 구하였다. 또한 이상기후별 수처리 효율 조사는 장

마기간의 경우 2005년 7~8월경과 2006년 7~8월경에 조사하였고, 흑한기의 경우 2006년 1~2월 및 2007년 1~2월경에 각각 조사하였다. 계절별 및 기온별 수처리 효율 조사는 2005년 8월부터 2007년 4월까지 모든 수처리 결과를 이용하여 조사하였다.

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육 조사는 2005년 9월 15일 (수생식물 이식 후 2개월), 2005년 11월 15일 (수생식물 이식 후 4개월), 2006년 1월 15일 (수생식물 이식 후 6개월) 및 2006년 5월 15일 (수생식물 이식 후 10개월), 2006년 9월 15일 (수생식물 이식 후 14개월), 2007년 1월 15일 (수생식물 이식 후 18개월), 2007년 5월 15일 (수생식물 이식 후 22개월)에 각각 조사하였다.

현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 물리적 특성조사는 시공직전의 공시여재와 2차년도 종료시점인 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월) 및 3차년도 종료시점인 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 각각 조사하였고, 여재의 화학적 특성조사는 시공직전의 공시여재와 2005년 9월 15일 (오염용수처리 후 2개월), 2005년 11월 15일 (오염용수처리 후 4개월), 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월), 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월), 2006년 9월 15일 (오염용수처리 후 14개월), 2007년 1월 15일 (오염용수처리 후 18개월), 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 또한 현장 오염용수처리장에 채워 넣은 여재 표면의 무기성분 흡착특성 조사는 오염용수처리장 시설 직전의 공시여재와 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 조사하였다.

현장 오염용수처리장에서 여재중의 미생물상, 생물막 총 함량 및 생물막중 T-P 함량 조사는 오염용수처리장 시공직전의 공시여재와 2005년 9월 15일 (오염용수처리 후 2개월), 2005년 11월 15일 (오염용수처리 후 4개월), 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월), 2006년 5월 15일 (오염용수처리 후 10개월), 2006년 9월 15일 (오염용수처리 후 14개월), 2007년 1월 15일 (오염용수처리 후 18개월), 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다.

또한 여재 및 수생식물 뿌리의 생물막 부착 형태는 현장 오염용수처리장에서 오염용수처리 2006년 1월 15일 (오염용수처리 후 6개월) 및 2007년 5월 15일 (오염용수처리 후 22개월)에 조사하였다.

#### 마. 분석방법

##### 1) 수질

수질 분석은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 2001; APHA, 1995).

수질의 pH는 초자전극법, EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로, DO 및 BOD는 잉클러 아지드화나트륨 변법, COD는 산성  $\text{KMnO}_4$ 법, SS는 유리섬유여과지법, T-N은 자외선 흡광광도법,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 은 인도페놀법,  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 부루신법,  $\text{NO}_2\text{-N}$ 은 디아조화법, T-P 및  $\text{PO}_4\text{-P}$ 는 아스코르빈산 환원법으로 각각 분석하였다.

##### 2) 식물체

식물체 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 1998).

식물체의 분석은 시료를 습식분해액 ( $\text{HClO}_4\text{:H}_2\text{SO}_4 = 1\text{:}1$ )으로 분해시킨 다음 T-N은 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 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 1998).

pH는 초자전극법, EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로 분석하였으며, 유기물은 Tyurin법, T-N은 Kjeldahl법, T-P는 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.

현장 오염용수처리장치에 사용한 여재의 여재 표면의 무기성분 흡착특성은 오염용수처리장 운전 6 및 22개월 후의 여재를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24

시간 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 Scanning Electron Micrograph (SEM; Jeol JSM-6380LV, Japan)으로 관찰 후 Energy Dispersive Spectroscopy (EDS; Jeol JSM-6380LV, Japan)로 분석하였다.

#### 4) 미생물

여재 중 미생물 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (김 등, 1998).

현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 생물막 및 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 배양 후 Griess Ilosvay 시약으로 발색시켜 (적색 또는 갈색) 발색유무에 따라 희석정도법으로 계수하였다. 2~3분 후 미발색 시험관에 소량의 아연분말을 가해서 적색으로 발색되는 것은 일차 생성된  $\text{NO}_2^-$ 가 공존하는 아질산산화세균에 의해서  $\text{NO}_3^-$ 까지 산화된 것으로 판정하고 같이 계수하였다. 아질산산화균 (nitrite oxidizing bacteria)은 암모니아산화균 계수방법에 준하여 Griess Ilosvay 시약을 떨어뜨려 무발색되는 것을 계수하였다. 셀룰로오스분해균은 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.

현장 오염용수처리장에 사용한 여재 및 식물체의 생물막 부착상태는 오염용수처리장 운전 6 및 22개월 후의 여재 및 식물체 뿌리를 채취하여 멸균증류수로 3회 세

적하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후 고정시켰다. 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 coating하여 Scanning Electron Micrograph (SEM; Jeol JSM-6380LV, Japan)으로 관찰하였다. 또한 여재 표면의 생물막 총 함량은 채취한 시료 일정량을 도가니에 넣어 550℃ 전기로에서 4시간 회화시킨 후 증량감소량을 측정하였고, 생물막중 T-P 함량은 여재시료에 분해액 ( $H_2SO_4 : HClO_4 = 1:1$ )을 가하여 분해시킨 후 정용하여 Vanadate법으로 분석하였다.

### 제 3 절 연구내용 및 연구결과

#### 1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험

##### 가. 오염 농업용수 조사

오염용수 조사는 경남 진주, 함안, 군북, 김해, 창녕, 사천 및 의령지역 시설재배 지대의 오염된 농업용수를 조사 하였으며, 조사지역은 장기간 연용 된 시설재배지 11개 지점을 선정하여 오염용수를 조사 한 결과는 Table 3-12에서 보는 바와 같다.

시설재배지대에서의 오염용수를 조사한 결과 COD는 3.5~49.8 mg L<sup>-1</sup>정도로 평균 16.2 mg L<sup>-1</sup>이었으며, 오염용수 중 COD는 지역에 따라 차이가 매우 심하였고, 진주 대곡지역이 다른 지역에 비해 전반적으로 높은 결과를 보였다.

T-N 함량은 2.5~32.2 mg L<sup>-1</sup>로 평균 15.9 mg L<sup>-1</sup>이었으며, 진주 초전지역의 T-N 농도가 32.2 mg L<sup>-1</sup>로 다른 지역에 비해 높았고, 이 중 NO<sub>3</sub>-N의 농도가 29.4 mg L<sup>-1</sup>로서 대부분이 NO<sub>3</sub>-N의 형태로 존재하였다.

T-P 함량은 0.03~3.20 mg L<sup>-1</sup>로 평균 0.91 mg L<sup>-1</sup>이었으며, 사천지역의 T-P 농도가 3.20 mg L<sup>-1</sup>로 다른 지역에 비해 전반적으로 높았다.

이상의 결과에서 오염물질 항목별 최고 농도는 COD가 49.8 mg L<sup>-1</sup>, T-N 농도가 32.2 mg L<sup>-1</sup> 및 T-P 농도는 3.20 mg L<sup>-1</sup>이었으며, 시설재배지대 농업용수가 일반 하천수에 비해 수질오염정도가 심하였다. 이 중 T-N는 시설재배지대의 특성상 NH<sub>4</sub>-N 보다는 대부분이 NO<sub>3</sub>-N의 형태로 존재하였다. 따라서 본 실험에 사용하기 위한 인공오염용수의 농도는 안전성을 고려하여 COD는 50 mg L<sup>-1</sup>, T-N농도는 35 mg L<sup>-1</sup> 및 T-P농도는 3.0 mg L<sup>-1</sup>이 되게 조제하여 실험에 사용하였다.



Table 3-12. Chemical characteristics of polluted agricultural water from greenhouse area in Gyeongnam province

Region	COD	T-N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	T-P	K	Ca	Mg
	------(mg L <sup>-1</sup> )-----							
Jinju (Daegok 1)	7.60	15.11	0.08	11.18	0.087	1.80	5.57	2.47
Jinju (Daegok 2)	49.80	31.19	1.01	20.28	1.642	38.65	5.27	4.38
Jinju (Daegok 3)	32.80	21.44	0.03	18.50	0.371	4.17	3.13	2.31
Jinnu (Chojeon)	17.60	32.18	0.77	29.39	1.298	5.57	27.41	9.90
Haman	16.80	16.96	0.10	14.44	0.066	5.60	22.28	6.01
Gunbuk	19.20	15.95	0.02	10.19	0.032	5.09	23.95	9.72
Uiryeong	8.80	21.08	0.03	10.55	0.062	9.33	21.54	7.26
Changnyeong	7.35	6.12	1.21	4.62	1.81	43.61	31.30	8.08
Sacheon	3.45	2.53	0.87	1.35	3.20	8.42	21.10	4.39
Kimhae 1	6.10	6.20	2.31	3.99	0.48	7.31	31.30	8.08
Kimhae 2	8.30	5.8	1.50	3.14	0.94	10.58	24.30	7.15
Average	16.2	15.9	0.72	11.6	0.91	12.7	19.7	6.34

나. 여재종류별 오염물질의 흡착특성

1) 여재종류별 질소의 흡착특성

자연정화공법에 의한 소형 오염용수처리장치에 사용될 여재가 오염물질의 흡착시 4계절로 뚜렷이 구분되어 있는 우리나라의 기후에 대한 흡착특성 변화를 조사하기 위해 흡착실험에서 온도를 각각 5, 20 및 35℃로 하여 오염물질의 흡착능 및 흡착경향을 조사하였다. 또한 소형 오염용수처리장치에 사용될 여재가 오염용수처리장에 유입될 오염용수의 pH 변화에 대한 흡착특성변화를 조사하기 위해 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리하여 오염물질의 흡착능 및 흡착경향을 조사하였다.

가) 온도에 따른 여재종류별 질소의 흡착특성

온도에 따른 여재종류별 질소의 흡착특성은 온도를 5, 20 및 35℃로 달리한 조건에서 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 적용하여

암모니아성 질소 및 질산성 질소의 흡착능 및 흡착경향을 조사 하였다.

온도에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 등온 흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착경향 (1/n)을 조사한 결과는 Fig. 3-8 및 Table 3-13에서 보는 바와 같다. 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (log q)과 평형 상태에서 용액중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (log C)와의 상관관계를 검토한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

온도에 따른 여재종류별 암모니아성 질소의 흡착능 (K)은 왕사의 경우  $20>35=5^\circ\text{C}$ 의 순으로  $20^\circ\text{C}$ 에서  $2.3 \times 10^{-2}$ 로 가장 높았으며, 쇠석의 경우  $20>5>35^\circ\text{C}$ 의 순으로  $20^\circ\text{C}$ 에서  $2.6 \times 10^{-3}$ 로 가장 높았고, 방해석의 경우  $5>35>20^\circ\text{C}$ 의 순으로  $5^\circ\text{C}$ 에서  $1.1 \times 10^{-1}$ 로 가장 높았다.  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 여재별 흡착능력 (K)은 전반적으로 방해석>>왕사>쇠석의 순이었다. 이와 같이 온도에 따른 여재의 흡착능력이 여재종류에 따라 다른 경향을 보이는 것은 물리적인 흡착과 화학적인 흡착의 우위에 따라 달라지는 것으로 일반적인 물리적 흡착은 온도가 낮을수록 흡착이 잘 일어나며, 화학적 흡착의 경우 온도가 높을수록 흡착이 잘 일어나는 것으로 알려져 있다. 따라서 온도가 높아짐에 따라 흡착능이 증가하는 것은 화학적인 흡착이 우선 하는 것으로 판단되며, 온도가 낮아짐에 따라 흡착능이 증가하는 것은 물리적인 흡착이 우선하는 것으로 사료된다. Freundlich 등온흡착식에 의한 온도에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착경향 (1/n)은 왕사와 쇠석의 경우  $20>35>5^\circ\text{C}$ 의 순이었으며, 방해석의 경우  $35>20>5^\circ\text{C}$ 의 순이었다.

온도에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Langmuir 등온 흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사한 결과는 Fig. 3-9 및 Table 3-13에서 보는 바와 같다. 평형농도 (C)를 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (q)으로 나눈 값 (C/q)과 평형상태에서 용액 중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (C)와의 상관관계를 조사한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

온도에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 최대흡착능 (a)는 왕사의 경우  $20>5>35^\circ\text{C}$ 의 순으로  $20^\circ\text{C}$ 에서  $40 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 높았으며, 쇠석의 경우  $5=35=20^\circ\text{C}$ 의 순으로 온도에 따라 비슷한 경향이었고, 방해석의 경우  $35>>5>20^\circ\text{C}$ 의 순으로  $35^\circ\text{C}$ 에서  $896 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 높았다.  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 여재 종류별 최대흡착능 (a)는 전반적으로 방해석>>왕사=쇠석의 순이었다. 이와 같이 온도에 따른 여재의 흡착능이 여재종

류에 따라 다른 경향을 보이는 것은 역시 물리적인 흡착과 화학적인 흡착의 우위에 따라 달라지는 것으로 사료된다.

Langmuir 등온흡착식에 의한 온도에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 결합세기 (b)는 왕사의 경우  $35 > 5 > 20^\circ\text{C}$ 의 순이었으며, 쇠석의 경우  $20 > 5 \approx 35^\circ\text{C}$ 의 순이었고, 방해석의 경우  $5 \approx 20 \approx 35^\circ\text{C}$ 의 순이었다.

온도에 따른 여재종류별  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 흡착실험을 한 결과 전혀 흡착이 일어나지 않아 등온흡착식에 적용하지 않았다 (결과는 제시하지 않음). 따라서  $\text{NO}_3\text{-N}$ 처리를 위해 흡착반응을 이용하는 것은 불가능 할 것으로 판단된다.

이상의 결과에서 온도에 따른 여재종류별 질소의 흡착특성 조사결과 흡착형태는 주로  $\text{NH}_4\text{-N}$ 이었으며,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착능은 등온흡착식에 따라 다소 차이는 있으나 전반적으로 온도가 높아짐에 따라 미미하게 높아지는 경향이었고, 여재종류별 흡착능은 방해석이 다른 여재에 비해 높았다.

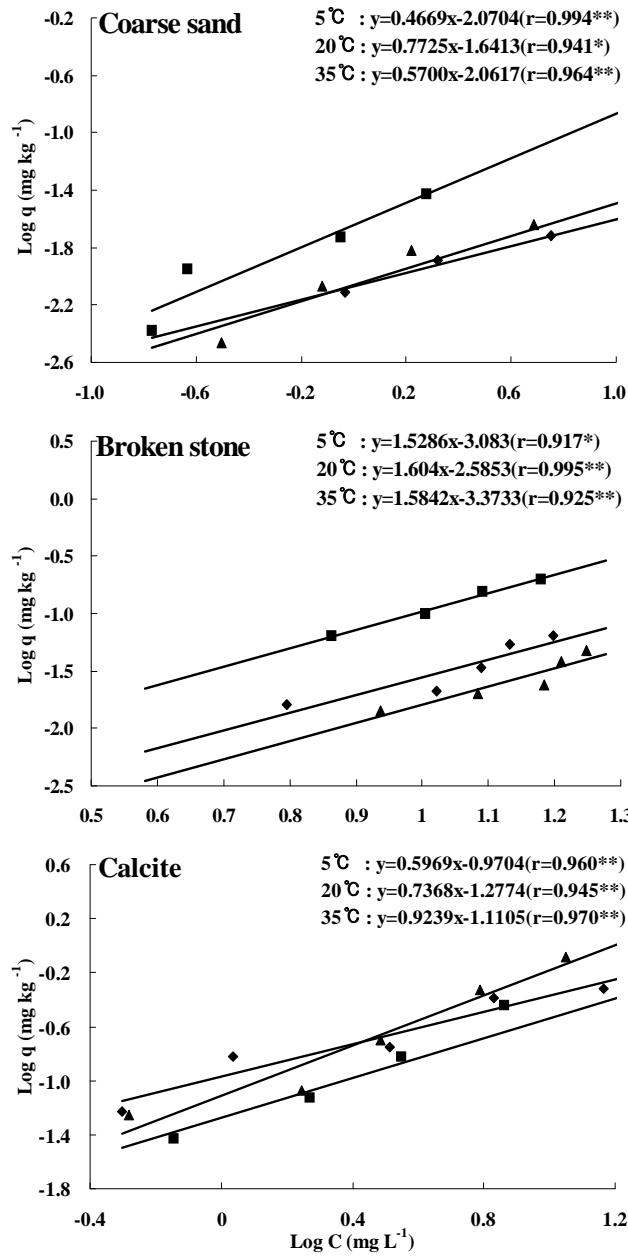


Fig. 3-8. Freundlich adsorption isotherm for  $\text{NH}_4\text{-N}$  adsorption according to temperatures.

◆ : 5°C,    ■ : 20°C,    ▲ : 35°C.

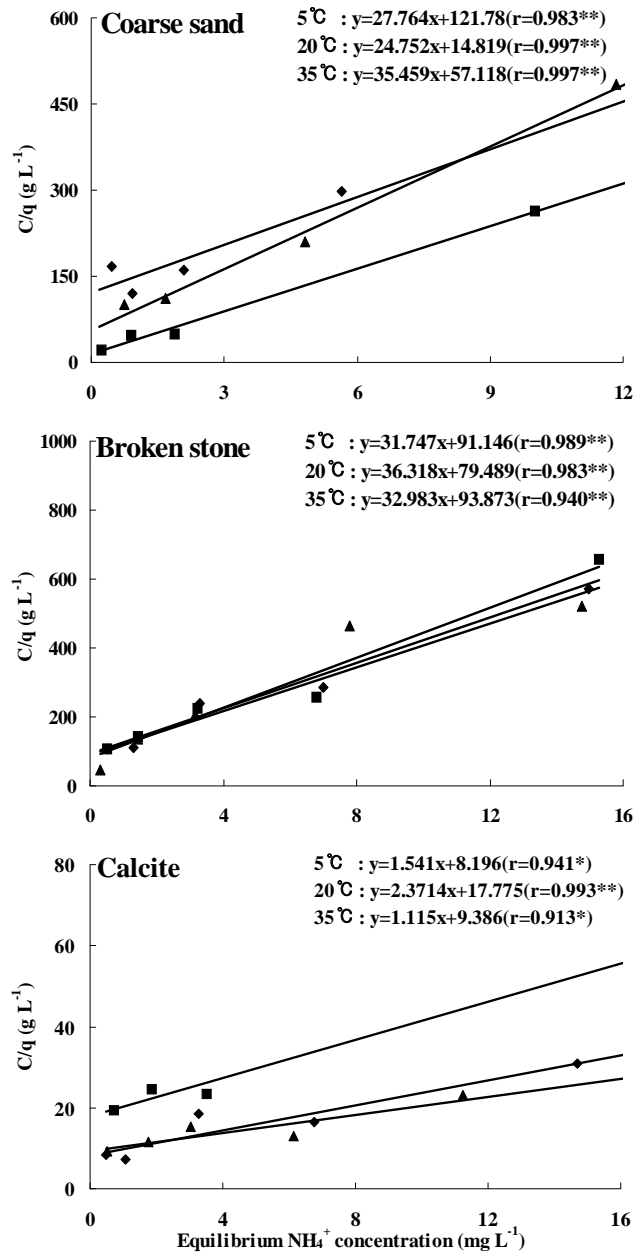


Fig. 3-9. Langmuir adsorption isotherm for  $\text{NH}_4\text{-N}$  adsorption according to temperatures.

◆ : 5°C,    ■ : 20°C,    ▲ : 35°C.

Table 3-13. The parameter estimates and coefficients of determination (r) for fit of the kinetic equation to experimental data of NH<sub>4</sub>-N adsorption in coarse sand, broken stone and calcite at different temperatures

	Temperature(°C)	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
		K	1/n	r	a	b	r
		Coarse sand	5	8.5×10 <sup>-3</sup>	0.47	0.994**	36.02
	20	2.3×10 <sup>-2</sup>	0.77	0.941*	40.01	0.068	0.894*
	35	8.7×10 <sup>-3</sup>	0.57	0.964**	28.20	0.625	0.997*
Broken stone	5	8.3×10 <sup>-4</sup>	1.53	0.917*	31.50	0.354	0.989*
	20	2.6×10 <sup>-3</sup>	1.60	0.995**	27.54	0.449	0.983**
	35	4.2×10 <sup>-4</sup>	1.58	0.925*	30.32	0.355	0.940**
Calcite	5	1.1×10 <sup>-1</sup>	0.60	0.960**	648.92	0.188	0.941*
	20	5.3×10 <sup>-2</sup>	0.74	0.945*	421.69	0.133	0.993**
	35	7.8×10 <sup>-2</sup>	0.92	0.970**	896.86	0.119	0.913*

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively).

K : Freundlich isotherm constant : Adsorption at equilibrium,

1/n : Freundlich isotherm constant : Intensity of adsorption,

a : The maximum NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N adsorption capacity (mg kg<sup>-1</sup>),

b : The constant related to the binding strength of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N,

r : Coefficient of correlation.

#### 나) pH에 따른 여재종류별 질소의 흡착특성

pH에 따른 여재종류별 질소의 흡착특성은 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리하여 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 NH<sub>4</sub>-N 및 NO<sub>3</sub>-N의 흡착능 및 흡착경향을 조사 하였다.

pH에 따른 여재종류별 NH<sub>4</sub>-N의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착경향 (1/n)을 조사한 결과는 Fig. 3-10 및 Table 3-14에서 보는 바와 같다. 흡착제 단위 g당 오염물질흡착량 (log q)과 평형

상태에서 용액중에 남아있는 오염물질의 평형농도 ( $\log C$ )와의 상관관계를 검토한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

pH에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착능 (K)은 왕사의 경우 pH 11 $\approx$ 7 $\approx$ 3의 순으로 pH 11에서  $2.5 \times 10^{-3}$ 로 가장 높았으며, 쇠석의 경우 pH 11 $>$ 3 $\approx$ 7의 순으로 pH 11에서  $1.4 \times 10^{-2}$ 로 가장 높았고, 방해석의 경우 pH 3 $>$ 11 $>$ 7의 순으로 pH 3에서  $9.2 \times 10^{-2}$ 로 가장 높았다. 이상의 결과에서  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 여재별 흡착능 (K)은 전반적으로 방해석 $>>$ 쇠석 $\approx$ 왕사의 순이었다. pH에 따른 여재종류별 암모니아성 질소의 흡착경향 (1/n)은 왕사의 경우 pH 3 $\approx$ 7 $>$ 11의 순이었으며, 쇠석의 경우 pH 3 $\approx$ 7 $\approx$ 11의 순이었고, 방해석의 경우 pH 7 $\approx$ 11 $>$ 3의 순이었다.

pH에 따른 여재종류별 의한  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사한 결과는 Fig. 3-11 및 Table 3-14에서 보는 바와 같다. 평형농도 (C)를 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (q)으로 나눈 값 (C/q)과 평형상태에서 용액중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (C)와의 상관관계를 조사한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

pH에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 최대흡착능 (a)는 왕사의 경우 pH 7 $>$ 11 $>$ 3의 순으로 pH 7에서  $346 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 높았으며, 쇠석의 경우 pH 3 $\approx$ 7 $\approx$ 11의 순으로 pH에 따라 별 차이 없었고, 방해석의 경우 pH 11 $>>$ 7 $>$ 3의 순으로 pH 11에서  $724 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 높았다.  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 여재종류별 최대흡착능 (a)는 전반적으로 방해석 $>>$ 왕사 $>$ 쇠석의 순이었다. pH에 따른 여재종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 결합세기 (b)는 왕사의 경우 pH 11 $>$ 3 $\approx$ 7의 순이었으며, 쇠석의 경우 pH 7 $\approx$ 3 $\approx$ 11의 순이었고, 방해석의 경우 pH 3 $>$ 7 $\approx$ 11의 순이었다.

pH에 따른 여재종류별  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 흡착실험을 한 결과 전혀 흡착이 일어나지 않아 등온흡착식에 적용하지 않았다 (결과는 제시하지 않음). 따라서  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 처리를 위해 흡착반응을 이용하는 것은 불가능 할 것으로 판단된다.

이상의 결과에서 pH에 따른 여재종류별 질소의 흡착특성 조사결과 흡착형태는 주로 암모니아성 질소이었으며, 이들  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착능은 다소 차이는 있으나 전반적으로 pH 7에서 가장 높았으며, 산이나 염기조건에서는 흡착능이 감소하였고, 여재종류별 흡착능은 방해석이 다른 여재에 비해 높았다.

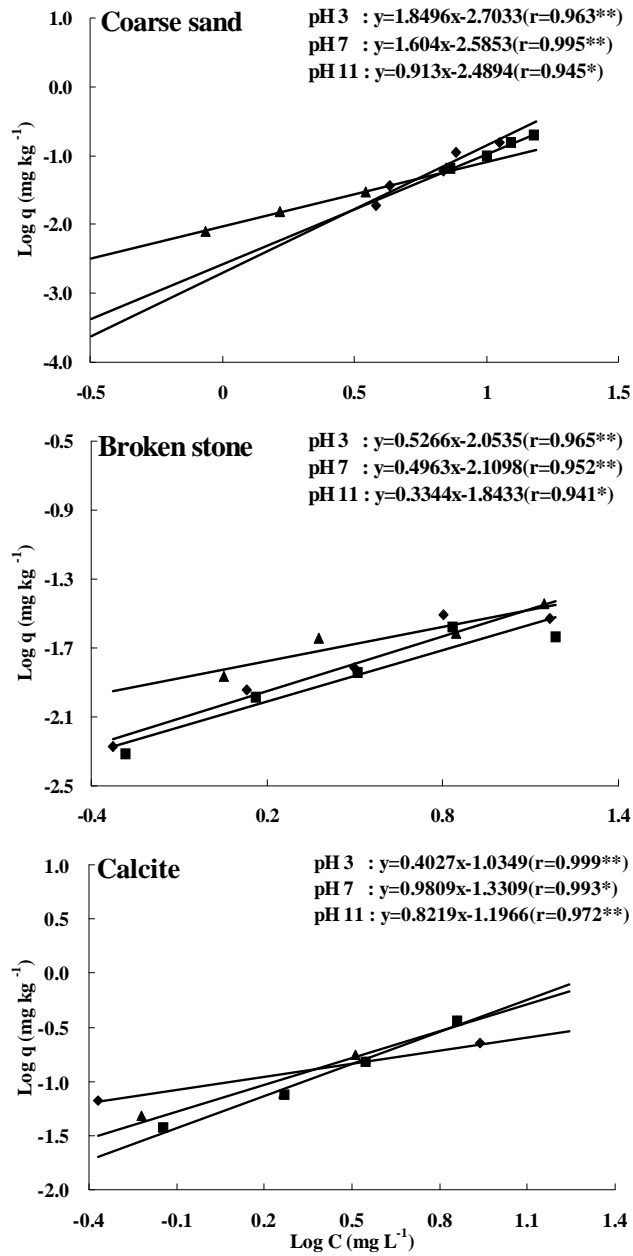


Fig. 3-10. Freundlich adsorption isotherm for  $\text{NH}_4\text{-N}$  adsorption according to pHs.

◆ : pH 3,    ■ : pH 7,    ▲ : pH 11.



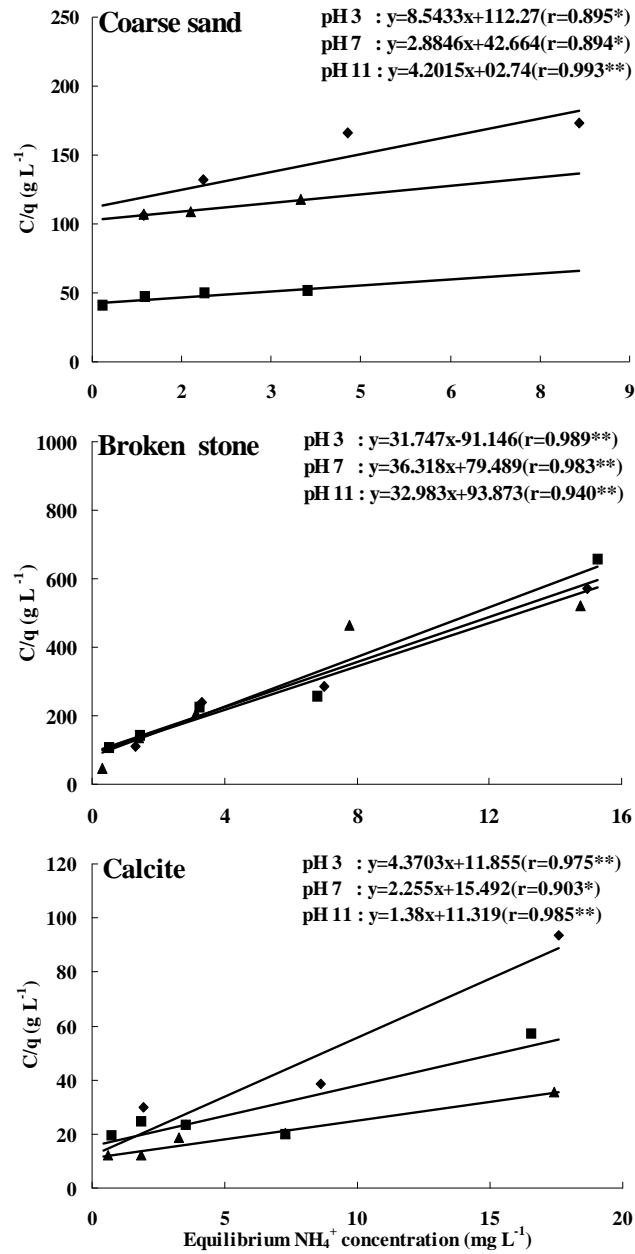


Fig. 3-11. Langmuir adsorption isotherm for  $\text{NH}_4\text{-N}$  adsorption according to pHs.

◆ : pH 3,    ■ : pH 7,    ▲ : pH 11.

Table 3-14. The parameter estimates and coefficients of determination (r) for fit of the kinetic equation to experimental data of NH<sub>4</sub>-N adsorption in coarse sand, broken stone and calcite at different pHs.

	pH	Freundlich			Langmuir		
		adsorption isotherm			adsorption isotherm		
		K	1/n	r	a	b	r
Coarse sand	3	1.9×10 <sup>-3</sup>	1.849	0.963**	117.05	0.076	0.895*
	7	2.5×10 <sup>-3</sup>	1.604	0.995**	346.66	0.067	0.894*
	11	3.2×10 <sup>-3</sup>	0.913	0.945*	238.01	1.533	0.993**
Broken stone	3	8.8×10 <sup>-3</sup>	0.526	0.965**	31.499	0.348	0.989**
	7	7.7×10 <sup>-3</sup>	0.496	0.952**	27.534	0.456	0.983**
	11	1.4×10 <sup>-2</sup>	0.334	0.941*	30.318	0.351	0.940**
Calcite	3	9.2×10 <sup>-2</sup>	0.402	0.999**	228.81	0.368	0.958**
	7	4.7×10 <sup>-2</sup>	0.980	0.993*	443.45	0.145	0.903*
	11	6.4×10 <sup>-2</sup>	0.821	0.972**	724.63	0.121	0.985**

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

K : Freundlich isotherm constant : Adsorption at equilibrium,

1/n : Freundlich isotherm constant : Intensity of adsorption,

a : The maximum NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N adsorption capacity (mg kg<sup>-1</sup>),

b : The constant related to the binding strength of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N,

r : Coefficient of correlation.

## 2) 여재종류별 인의 흡착특성

### 가) 온도에 따른 여재종류별 인의 흡착특성

온도에 따른 여재종류별 인의 흡착특성은 온도를 5, 20 및 35°C로 달리한 조건에서 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 적용하여 인의 흡착능 및 흡착경향을 조사 하였다.

온도에 따른 여재종류별 인의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착경향 (1/n)을 조사한 결과는 Fig. 3-12 및 Table

3-15에서 보는 바와 같다. 흡착제의 단위 g당 오염물질 흡착량 ( $\log q$ )과 평형상태에서 용액중에 남아있는 오염물질의 평형농도 ( $\log C$ )와의 상관관계를 검토한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

온도에 따른 여재종류별 인의 흡착능 (K)은 왕사의 경우  $5 > 35 > 5^\circ\text{C}$ 의 순으로  $5^\circ\text{C}$ 에서  $2.6 \times 10^{-3}$ 으로 가장 높았으며, 쇠석의 경우  $35 > 20 > 5^\circ\text{C}$ 의 순으로  $35^\circ\text{C}$ 에서  $4.6 \times 10^{-3}$ 으로 가장 높았고, 방해석의 경우  $35 > 5 \approx 20^\circ\text{C}$ 의 순으로  $35^\circ\text{C}$ 에서  $5.2 \times 10^{-2}$ 으로 가장 높았다. 인의 여재별 흡착능 (K)은 전반적으로 방해석 >> 쇠석 > 왕사의 순이었다.

온도에 따른 여재종류별 인의 흡착경향 ( $1/n$ )은 왕사의 경우  $5 > 20 > 35^\circ\text{C}$ 의 순이었으며, 쇠석의 경우  $5 \approx 35 \approx 20^\circ\text{C}$ 의 순이었고, 방해석의 경우  $35 > 5 \approx 20^\circ\text{C}$ 의 순이었다.

온도에 따른 여재종류별 의한 인의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사한 결과는 Fig. 3-13 및 Table 3-15에서 보는 바와 같다. 평형농도를 흡착제 단위 g당 오염물질흡착량 (X/M)으로 나눈 값과 평형상태에서 용액중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (C)와의 상관관계를 조사한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

온도에 따른 여재종류별 인의 최대흡착능 (a)는 왕사의 경우  $35 \approx 20 \approx 5^\circ\text{C}$ 의 순으로 온도에 따라 비슷한 경향이었으며, 쇠석의 경우  $35 > 20 \approx 5^\circ\text{C}$ 의 순으로  $35^\circ\text{C}$ 에서  $53 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 가장 높았고, 방해석의 경우  $35 > 20 \approx 5^\circ\text{C}$ 의 순으로  $35^\circ\text{C}$ 에서  $280 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 가장 높았다. 인의 여재별 최대흡착능 (a)는 전반적으로 방해석 > 쇠석  $\approx$  왕사의 순이었다. 온도에 따른 여재종류별 인의 결합세기 (b)는 왕사의 경우  $5 > 35 > 20^\circ\text{C}$ 의 순이었으며, 쇠석의 경우  $20 \approx 35 \approx 5^\circ\text{C}$ 의 순으로 온도에 따라 비슷한 경향이었고, 방해석의 경우  $35 > 5 \approx 20^\circ\text{C}$ 의 순이었다.

이상의 결과에서 온도에 따른 여재종류별 인의 흡착능은 등온흡착식에 따라 다소 차이는 있으나 전반적으로 온도가 높아짐에 따라 약간 증가하는 경향이었고, 여재종류별 흡착능은 방해석이 다른 여재에 비해 매우 높았다.

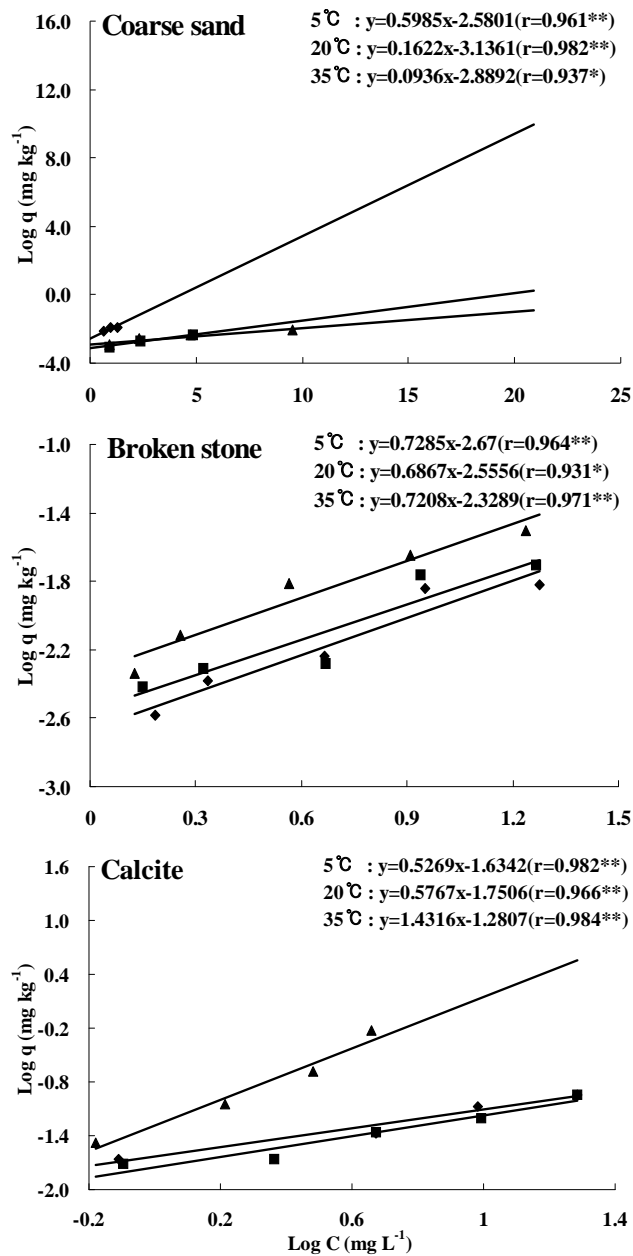


Fig. 3-12. Freundlich adsorption isotherm for PO<sub>4</sub>-P adsorption according to temperatures.

◆ : 5°C,    ■ : 20°C,    ▲ : 35°C.

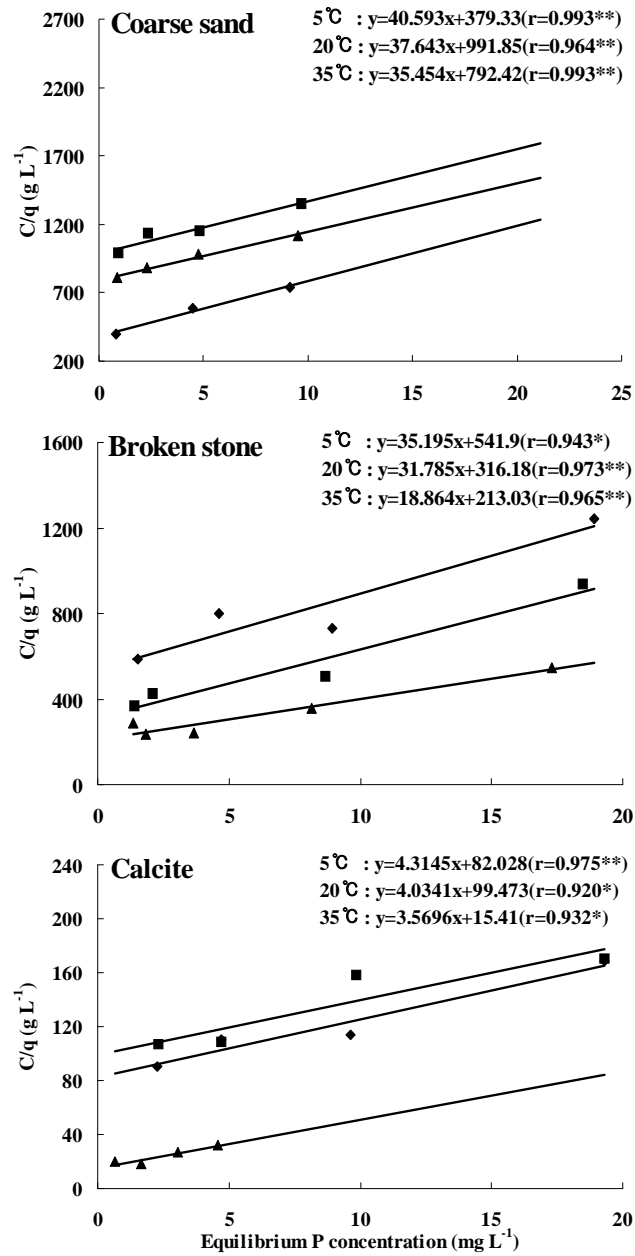


Fig. 3-13. Langmuir adsorption isotherm for PO<sub>4</sub>-P adsorption according to temperatures.

◆ : 5 °C,    ■ : 20 °C,    ▲ : 35 °C.

Table 3-15. The parameter estimates and coefficients of determination(r) for fit of the kinetic equation to experimental data of PO<sub>4</sub>-P adsorption in coarse sand, broken stone and calcite at different temperatures

	Temper- ature(°C)	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
		K	1/n	r	a	b	r
Coarse sand	5	2.6×10 <sup>-3</sup>	0.599	0.961**	24.63	0.107	0.993**
	20	0.7×10 <sup>-3</sup>	0.162	0.982**	26.56	0.037	0.964**
	35	1.2×10 <sup>-3</sup>	0.094	0.937*	28.21	0.044	0.993**
Broken stone	5	2.1×10 <sup>-3</sup>	0.729	0.964**	28.41	0.064	0.943*
	20	2.7×10 <sup>-3</sup>	0.687	0.931*	31.46	0.100	0.973**
	35	4.6×10 <sup>-3</sup>	0.721	0.971**	53.01	0.088	0.965**
Calcite	5	2.3×10 <sup>-2</sup>	0.527	0.982**	231.77	0.052	0.975**
	20	1.8×10 <sup>-2</sup>	0.577	0.966**	247.88	0.040	0.926*
	35	5.2×10 <sup>-2</sup>	1.432	0.984**	280.14	0.231	0.932*

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

K : Freundlich isotherm constant : Adsorption at equilibrium,

1/n : Freundlich isotherm constant : Intensity of adsorption,

a : The maximum P adsorption capacity (mg kg<sup>-1</sup>),

b : The constant related to the binding strength of P,

r : Coefficient of correlation.

나) pH에 따른 여재종류별 인의 흡착특성

pH에 따른 여재종류별 인의 흡착특성은 pH를 각각 3, 7 및 11로 달리하여 흡착 실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 인의 흡착능 및 흡착경향을 조사 하였다.

pH에 따른 여재종류별 인의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착경향 (1/n)을 조사한 결과는 Fig. 3-14 및 Table 3-16에서 보는 바와 같다. 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (log X/M)과 평형상

태에서 용액 중에 남아있는 오염물질의 평형농도 ( $\log C$ )와의 상관관계를 검토한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

pH에 따른 여재종류별 인의 흡착능 (K)은 왕사의 경우 pH 11>7 $\approx$ 3의 순으로 pH 11에서  $2.8 \times 10^{-3}$ 으로 가장 높았으며, 쇠석의 경우 pH 3>11>7의 순으로 pH 11에서  $8.1 \times 10^{-3}$ 으로 가장 높았고, 방해석의 경우 pH 11>7>3의 순으로 pH 11에서  $7.4 \times 10^{-2}$ 으로 가장 높았다. 인의 여재별 흡착능 (K)은 전반적으로 방해석>쇠석 $\approx$ 왕사의 순이었다. pH에 따른 여재종류별 인의 흡착경향 (1/n)은 왕사의 경우 pH 3>7 $\approx$ 11의 순이었으며, 쇠석의 경우 pH 11>7 $\approx$ 3의 순이었고, 방해석의 경우 pH 11 $\approx$ 3>7의 순이었다.

pH에 따른 여재종류별 의한 인의 흡착실험을 한 후 그 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사한 결과는 Fig. 3-15 및 Table 3-16에서 보는 바와 같다. 평형농도 (C)를 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (q)으로 나눈 값 (C/q)과 평형상태에서 용액 중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (C)와의 상관관계를 조사한 결과 모든 여재에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다. pH에 따른 여재종류별 인의 최대흡착능 (a)은 왕사의 경우 pH 11>7 $\approx$ 3의 순으로 pH 11에서  $47 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 가장 높았으며, 쇠석의 경우 pH 3>7>11의 순으로 pH에 따라 별 차이 없었고, 방해석의 경우 pH 11>7 $\approx$ 3의 순으로 pH 11에서  $1,589 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 가장 높았다. 인의 여재별 최대흡착능 (a)은 전반적으로 방해석>>쇠석>왕사의 순이었다. pH에 따른 여재종류별 인의 결합세기 (b)는 왕사의 경우 pH 3>11 $\approx$ 7의 순이었으며, 쇠석의 경우 pH 3>7>11의 순이었고, 방해석의 경우 pH 3>7 $\approx$ 11의 순이었다.

이상의 결과에서 pH에 따른 여재종류별 인의 흡착특성 조사결과 인의 흡착능은 등온흡착식에 따라 다소 차이는 있으나 전반적으로 pH 7에서 가장 높았으며, 산이나 염기조건에서는 흡착능이 약간 감소하였고, 여재종류별 흡착능은 방해석이 다른 여재에 비해 높았다. 하지만 방해석의 경우 다른 여재와 달리 pH가 높을수록 인의 흡착능이 증가하였는데 이는 방해석의 Ca함량이 39%로 매우 높은 물리적인 특성을 가지고 있고, 또한 Ca-P 흡착의 경우 높은 pH 영역에서 흡착이 가장 용이하다. 높은 pH 영역에서 흡착된 Ca-P는 대부분 monocalcium phosphate ( $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ )의 형태로 흡착 후 용해도가 낮기 때문에 인의 흡착에 아주 유용할 것으로 판단된다.

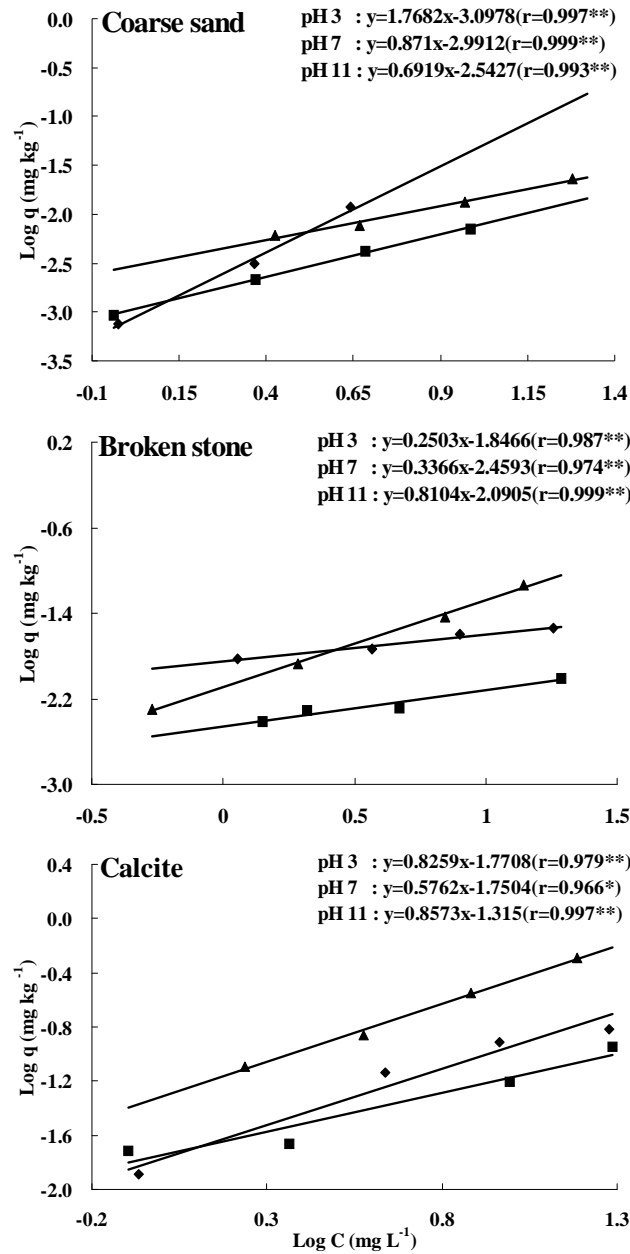


Fig. 3-14. Freundlich adsorption isotherm for PO<sub>4</sub>-P adsorption according to pHs.

◆ : pH 3,    ■ : pH 7,    ▲ : pH 11.



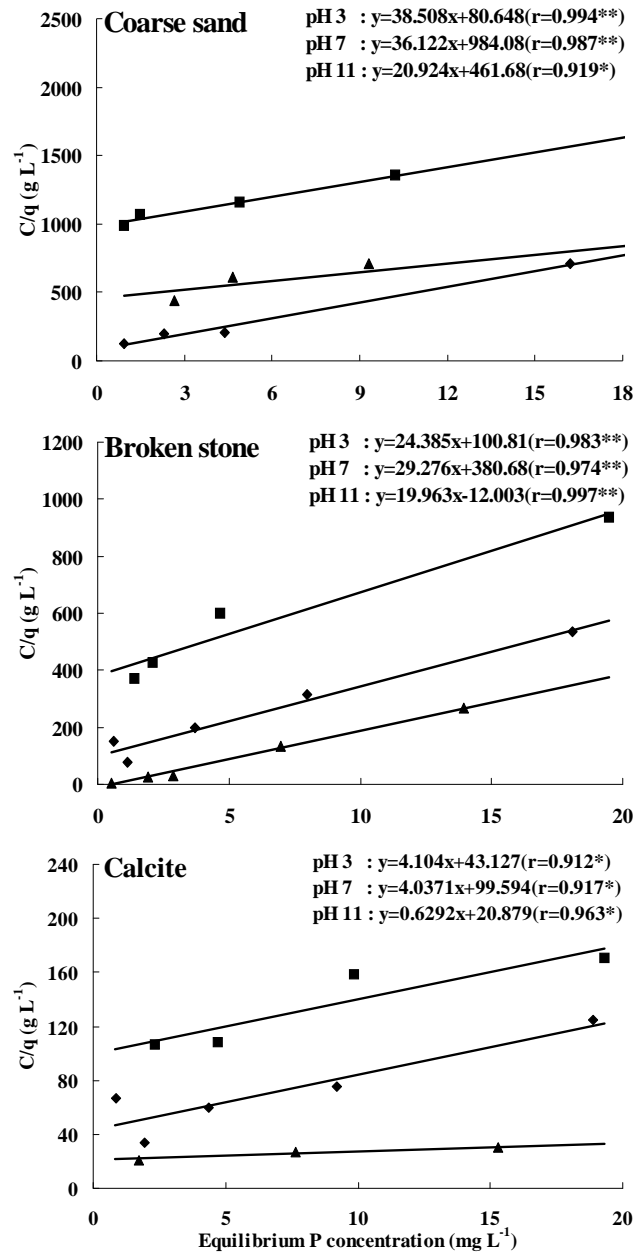


Fig. 3-15. Langmuir adsorption isotherm for PO<sub>4</sub>-P adsorption according to pHs.

◆ : pH 3,    ■ : pH 7,    ▲ : pH 11.

Table 3-16. The parameter estimates and coefficients of determination(r) for fit of the kinetic equation to experimental data of PO<sub>4</sub>-P adsorption in coarse sand, broken stone and calcite at different pHs

	pH	Freundlich			Langmuir		
		adsorption isotherm			adsorption isotherm		
		K	1/n	r	a	b	r
Coarse sand	3	0.7×10 <sup>-3</sup>	1.768	0.997**	25.968	0.477	0.994**
	7	1.0×10 <sup>-3</sup>	0.871	0.999**	27.683	0.036	0.987**
	11	2.8×10 <sup>-3</sup>	0.691	0.993**	47.379	0.045	0.919*
Broken stone	3	1.4×10 <sup>-2</sup>	0.250	0.987**	41.008	0.241	0.983**
	7	3.4×10 <sup>-3</sup>	0.336	0.974**	34.157	0.076	0.974**
	11	8.1×10 <sup>-3</sup>	0.810	0.999**	20.092	0.042	0.997**
Calcite	3	1.7×10 <sup>-2</sup>	0.825	0.979**	243.664	0.095	0.912*
	7	1.8×10 <sup>-2</sup>	0.576	0.966*	247.702	0.040	0.917*
	11	7.4×10 <sup>-2</sup>	0.857	0.997**	1589.31	0.030	0.963*

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

K : Freundlich isotherm constant : Adsorption at equilibrium,

1/n : Freundlich isotherm constant : Intensity of adsorption,

a : The maximum P adsorption capacity (mg kg<sup>-1</sup>),

b : The constant related to the binding strength of P,

r : Coefficient of correlation.

### 3) 여재종류별 등온흡착식의 적용성 검토

#### 가) 질소

여재종류별 NH<sub>4</sub>-N의 흡착시 등온흡착식의 적용성 검토는 소형 오염용수처리장에서 정확한 흡착량을 예측하기 위하여 여재종류별 흡착실험 (20°C, pH 7)에서 분석된 실제 흡착량에 등온흡착 실험에 의해 구한 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착

일반식을 동시에 적용하여 실제 흡착량과 일치되는 등온흡착식을 선정코자 하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

여재 종류별  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착실험에서 분석된 흡착량에 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 동시에 적용한 결과는 Fig. 3-16에서 보는 바와 같다.

왕사의 경우 Langmuir 등온흡착식은 모든 결과에서 실제 흡착량과 일치하였으며, Freundlich 등온흡착식은 초기  $2 \text{ mg L}^{-1}$ 까지는 실제 흡착량과 일치하였으나  $2 \text{ mg L}^{-1}$  이후부터는 흡착량에 크게 벗어나는 흡착식을 보였다. 따라서 왕사를 이용한 암모니아성 질소의 흡착은 Langmuir 등온흡착식을 적용하는 것이 적합할 것으로 판단된다.

쇄석 및 방해석의 경우 Langmuir 등온흡착식은 모든 결과에서 실제 흡착량과 일치하였으며, Freundlich 등온흡착식은 초기  $7 \text{ mg L}^{-1}$ 까지는 실제 흡착량과 일치하였으나, 쇄석의 경우  $7 \text{ mg L}^{-1}$  이후부터는 실제 흡착량에서 약간 벗어나는 흡착식을 보였고, 방해석의 경우도  $7 \text{ mg L}^{-1}$  이후부터는 농도가 증가할수록 실제 흡착량에서 크게 벗어나는 흡착식을 보였다. 따라서 쇄석 및 방해석을 이용한 저농도 ( $7 \text{ mg L}^{-1}$ 이하)에서의  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식의 두 개의 등온흡착식 모두 적용이 가능하나 고농도의 암모니아성 질소의 흡착은 Langmuir 등온흡착식을 적용하는 것이 적합할 것으로 판단된다.

이상의 결과에서 여재를 이용하여  $\text{NH}_4\text{-N}$ 을 흡착실험을 한 후 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식의 적용한 결과 Langmuir 등온흡착식이 모든 조건에서 실제 흡착량과 거의 일치하였다. 따라서 소형 오염용수처리장에서  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 정확한 흡착량을 예측하기 위하여 모든 여재에서 Langmuir 등온흡착식을 적용하는 것이 적합할 것으로 사료된다.

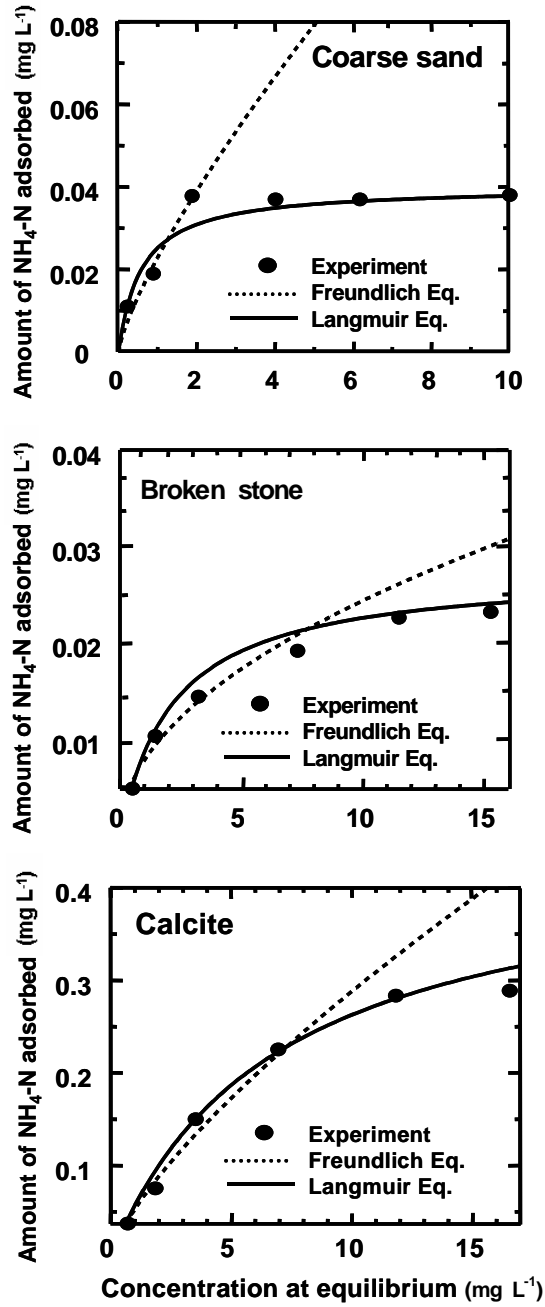


Fig. 3-16. Equilibrium isotherms of  $\text{NH}_4\text{-N}$  in filter media.

## 나) 인

여재종류별 인의 흡착시 등온흡착식의 적용성 검토는 소형 오염용수처리장에서 정확한 흡착량을 예측하기 위하여 여재종류별 흡착실험 (20°C, pH 7)에서 분석된 실제 흡착량에 등온흡착 실험에 의해 구한 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착 일반식을 동시에 적용하여 실제 흡착량과 일치되는 등온흡착식을 선정코자 하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

여재 종류별 인의 흡착실험에서 분석된 흡착량에 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 동시에 적용한 결과는 Fig. 3-17에서 보는 바와 같다.

왕사의 경우 Freundlich 등온흡착식은 모든 결과에서 실제 흡착량과 일치하였으며, Langmuir 등온흡착식은 초기 2 mg L<sup>-1</sup>까지는 실제 흡착량과 일치하였으나 2 mg L<sup>-1</sup>이후부터는 실제 흡착량에서 약간 벗어나는 흡착식을 보였다. 따라서 왕사를 이용한 인의 흡착은 Freundlich 등온흡착식을 적용하는 것이 적합할 것으로 판단된다.

쇄석의 경우 Langmuir 등온흡착식은 모든 결과에서 실제 흡착량과 일치하였으며, Freundlich 등온흡착식은 초기 2 mg L<sup>-1</sup>까지는 실제 흡착량과 일치하였으나 2 mg L<sup>-1</sup> 이후부터는 실제 흡착량에서 약간 벗어났고, 19 mg L<sup>-1</sup>에서는 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 일치하다. 따라서 쇄석을 이용한 인의 흡착은 저농도 (2 mg L<sup>-1</sup>이하)와 고농도 (19 mg L<sup>-1</sup>이상)에서 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 적용이 가능 할 것으로 판단되며, 2~19 mg L<sup>-1</sup>사이의 인 흡착은 Langmuir 등온흡착식을 모두 적용하는 것이 더 적합 할 것으로 사료된다.

방해석의 경우 Freundlich 등온흡착식은 모든 결과에서 실제 흡착량과 일치 하였으며, Langmuir 등온흡착식은 2~16 mg L<sup>-1</sup>범위에서 약간 벗어나는 경향이 있지만 전반적으로 실제 흡착량과 대부분 일치 하였다. 방해석을 이용한 인의 흡착은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 적용이 가능할 것으로 판단된다. 따라서 모든 여재에서 Langmuir 등온흡착식을 적용하는 것이 더 적합할 것으로 사료된다.

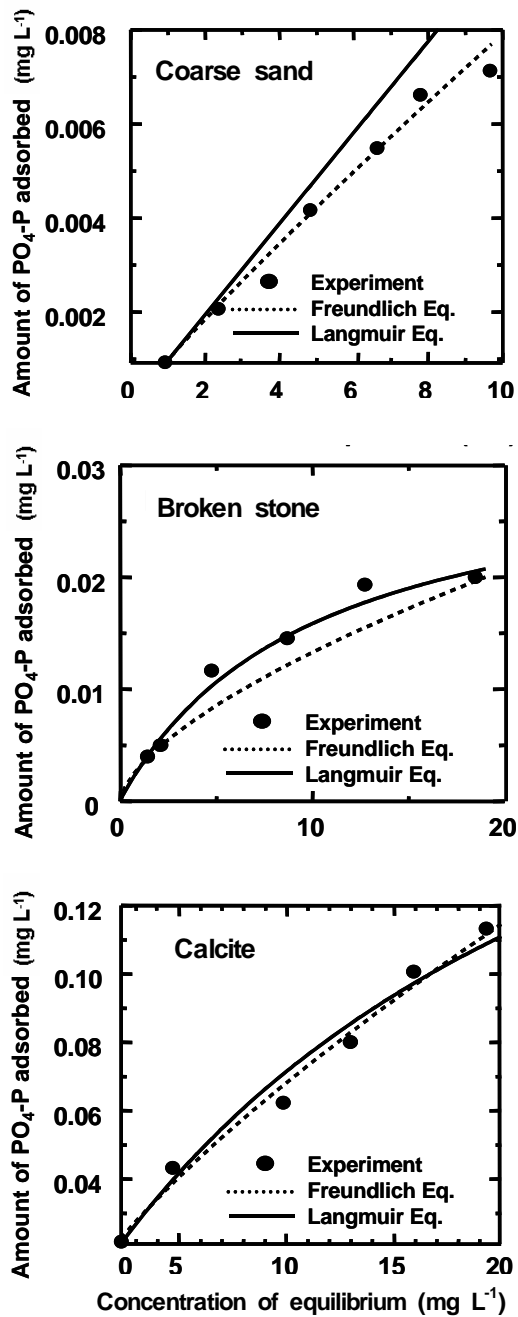


Fig. 3-17. Equilibrium isotherms of  $\text{PO}_4\text{-P}$  in filter media.

#### 다. Column 실험에서의 오염용수 수처리 효율

Column 실험에서의 오염용수 수처리 효율은 여재종류별 오염물질의 흡착특성을 고려하여 소형 오염용수처리장에 사용될 최적의 여재를 선정하기 위해 처리시일별, 오염용수 주입량별로 각각 조사하였고, 이들 결과를 토대로 하여 오염용수 중 오염물질의 총 처리량을 조사하였다.

##### 1) 처리시일에 따른 오염용수의 수처리 효율

###### 가) COD

Column 실험에서의 처리시일에 따른 오염용수 중 COD의 처리효율은 Fig. 3-18에서 보는 바와 같이 오염용수 원수가 42~43.5 mg L<sup>-1</sup>정도이었고, 처리 초기에는 모든 여재에서 18~25 mg L<sup>-1</sup>정도로 유출되었으며, 처리시일이 경과함에 따라 약간씩 증가하는 경향이었고, 처리시일이 10일을 경과하면서 모든 여재에서 28~36 mg L<sup>-1</sup>정도로 안정적으로 처리 되었다. 여재종류별 COD는 전반적으로 혼합여재가 다른 여재에 비해 처리효율이 약간 높은 경향이였다.

여과상에서 COD처리는 채워진 충진 물질의 표면에 서식하는 미생물과 주입되는 오염용수 등에 존재하는 미생물들에 의하여 분해, 산화, 환원 및 합성 등의 과정을 거치며 처리되고, 비용존성 유기물질인 경우 처리되는 대부분이 여과상의 여과작용에 의하여 처리된다고 보고되고 있다.

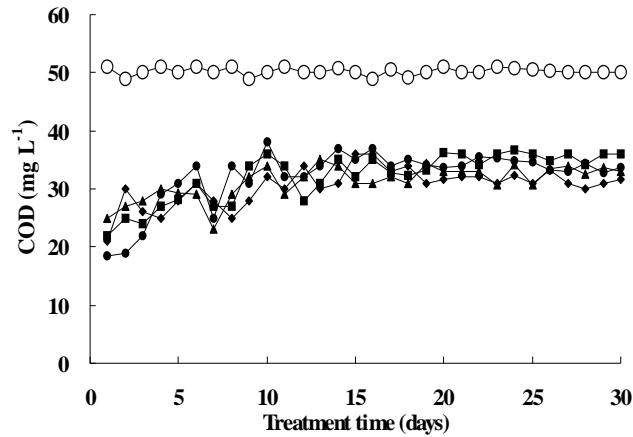


Fig. 3-18. Variation of COD according to treatment time in column.

○ : Raw water, ● : Coarse sand, ■ : Broken stone,  
 ▲ : Calcite, ◆ : Mixed filter media.

#### 나) T-N

Column 실험에서의 처리시일에 따른 오염용수 중 T-N의 처리효율은 Fig. 3-19에서 보는 바와 같이 T-N의 함량은 오염용수 원수가 34.7~37.2 mg L<sup>-1</sup> 정도이었고, 모든 여재에서 처리 시일에 따라 T-N의 처리율이 별 차이 없었다. 여재종류별 T-N의 함량은 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재가 22.3~26.0, 16.2~20.6, 25.8~29.5 및 19.8~24.4 mg L<sup>-1</sup>이었고, 여재종류별 T-N의 처리효율은 쇠석>혼합여재>왕사>방해석의 순으로 쇠석이 48.9%로 가장 높았다.

이상의 결과에서 column 실험을 통한 여재에 의한 질소의 처리효율은 23~49%로 인공습지에 의한 일반적인 생활하수의 질소 처리효율과 비슷한 처리효율을 보였다. 또한 column 실험에서 인공오염용수의 T-N의 처리효율은 NH<sub>4</sub>-N이 대부분인 하수에 비해 약간 높은 경향이었는데, 이는 인공오염용수의 대부분이 NO<sub>3</sub>-N으로 여재에 의한 흡착뿐만 아니라 NO<sub>3</sub>-N의 탈질이 미미하게 일어나기 때문으로 판단된다.

Kartin 등 (Taylor et al., 1978)은 식물이 없는 토양 여과상에서 처리수를 간헐적



으로 주입하여 수직방향으로 처리수를 흐르게 하였을 때 COD 및  $\text{NH}_4\text{-N}$ 를 90%이상 제거할 수 있다고 보고하였다. 또 Sikora (첨단환경기술, 1996)등에 의하면 column 실험을 통해 자갈의  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착능이  $175 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$ 이라고 하였으며, Stein (최 등, 1999)등은 자갈의  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡착능이  $500 \text{ mg NH}_4\text{-N kg}^{-1}$ 이라고 보고하였다.

습지의 질소제거에 중요한 두 가지 기작은 토양기질에서 일어나는 암모니아화-질산화-탈질화 및 습지식물에 의한 질소 흡수이다 (김, 2002). 습지에서 제거되는 전체 질소량에서 습지식물 및 미생물에 의한 흡수와 암모니아로 전환되어 제거되는 질소량은 1~34% 정도이며, 탈질화에 의해 제거되는 질소의 양은 60~75%이다 (이, 1979). 따라서 습지의 기질에서 일어나는  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 탈질화가 질소제거에 중요한 역할을 한다고 알려져 있다 (이 등, 1994). 인공습지에서 생활하수 중 질소의 처리율은 33~45%범위라고 보고되고 있으며 (윤 등, 1999), 이 (이, 1989)등은 식물을 이용한 오수의 고도처리를 위한 실험에서 T-N의 처리효율이 24~40%라고 하였다.

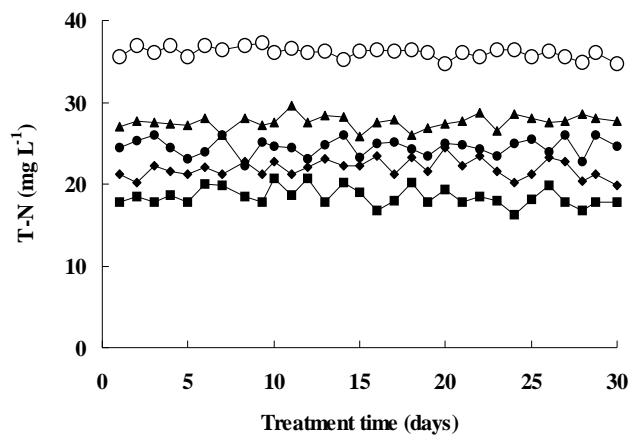


Fig. 3-19. Variation of T-N according to treatment time in column.

○ : Raw water, ● : Coarse sand, ■ : Broken stone,  
▲ : Calcite, ◆ : Mixed filter media.

#### 다) T-P

Column 실험에서의 처리시일에 따른 오염용수 중 T-P의 처리효율은 Fig. 3-20에서 보는 바와 같이 T-P의 함량은 오염용수 원수가  $2.97\sim 3.13\text{ mg L}^{-1}$  정도이었으며, 처리 초기에는 모든 여재에서  $0.082\sim 0.38\text{ mg L}^{-1}$  정도에서 시일이 경과함에 따라 약간씩 증가하는 경향이었으나, 왕사의 경우 16일을 경과하면서  $3\text{ mg L}^{-1}$ 으로 증가하였고, 쇠석의 경우 22일을 경과하면서  $2.9\text{ mg L}^{-1}$ 으로 증가하였다. 그러나 방해석과 혼합여재는 30일 경과 후에도  $0.95$  및  $1.53\text{ mg L}^{-1}$ 으로 일정한 처리율을 보였다.

여재종류별 T-P의 함량은 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재가  $0.38\sim 3.10\text{ mg L}^{-1}$ ,  $0.13\sim 3.08\text{ mg L}^{-1}$ ,  $0.08\sim 1.14\text{ mg L}^{-1}$  및  $0.36\sim 1.53\text{ mg L}^{-1}$ 이었고, T-P 처리효율은 방해석>혼합여재>쇠석>왕사의 순으로 방해석에서 66%로 가장 높았다.

T-P의 처리기작은 인산염의 침전, 기질에의 흡착, 수생식물에 의한 흡수, 조류와 세균에 의한 흡수 등으로 예상할 수 있다 (김 등, 1998). 그중에서 인공습지 오염용수처리장에서 인 처리는 미생물에 의한 처리량이 낮고, 식물 흡수에 의한 부분적인 처리가 일어나지만 (김 등, 2001), 식물흡수에 의한 처리가 전체의 5~10% 정도에 불과하며 (김 등, 1998), 대부분이 흡착과 침전에 의해 주로 처리되고, 습지 바닥에의 흡착을 통해서도 처리된다 (정 등, 1998).

본 실험에서는 방해석과 혼합여재에서 인의 처리율이 가장 높았으며, 이중 방해석의 T-P의 처리율이 66%로 가장 높았다. 이는 실험기간 중 미생물이나 식물에 의한 영향은 거의 없었기 때문에 방해석의 함유성분인  $\text{Ca}^{2+}$ 가 인과 결합하여 Ca-P 형태로 흡착 및 침전된 것으로 사료된다.

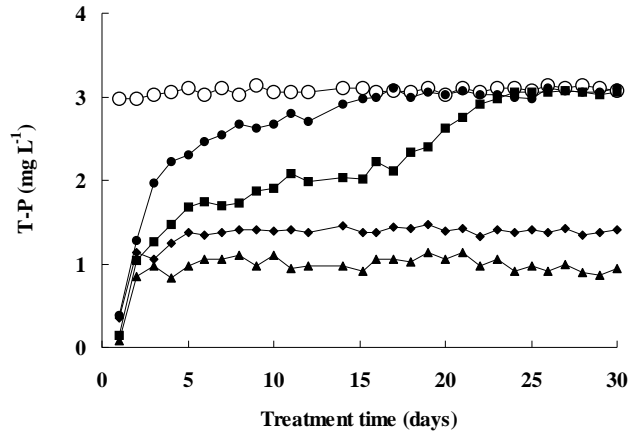


Fig. 3-20. Variation of T-P according to treatment time in column.

○ : Raw water, ● : Coarse sand, ■ : Broken stone,  
 ▲ : Calcite, ◆ : Mixed filter media.

2) 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 수처리 효율

가) COD

Column 실험에서의 오염용수의 주입량별 오염용수의 COD 처리효율은 Fig. 3-21에서 보는 바와 같이 모든 여재에서 오염용수 주입량이 1 L일 경우 처리효율이 42~57%정도 이었으며, 초기 COD 처리효율은 왕사>혼합여재>쇄석>방해석의 순이었으며, 주입량이 30 L일 경우는 COD 처리효율이 혼합여재>방해석>쇄석>왕사의 순이었다.

왕사의 COD 처리효율은 초기 1 L주입시 57%이었으나, 주입량이 10, 20 및 30 L로 증가 할수록 각각 13, 20 및 21%로 처리효율이 약간 감소하는 경향으로 COD는 대부분 초기에 높게 처리됨을 알 수 있었고, 쇄석, 방해석 및 혼합여재에서도 왕사와 유사한 경향이였다.

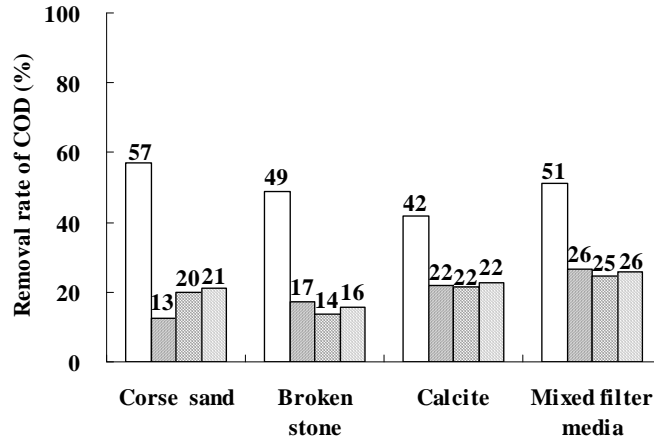


Fig. 3-21. Removal rate of COD in effluent according to polluted agricultural water loading in column.

□ : 1 L, ▨ : 10 L, ▩ : 20 L, ▪ : 30 L.

나) T-N

Column 실험에서의 오염용수의 주입량에 따른 오염용수의 T-N의 처리효율은 Fig. 3-22에서 보는 바와 같이 모든 여재에서 오염용수 주입량이 1 L일 경우 처리효율이 24~50%정도 이었으며, 초기 T-N의 처리효율은 쇠석>혼합여재>왕사>방해석의 순이었고, 30 L 주입시 T-N 처리율도 1 L 와 비슷한 경향이였다.

왕사의 T-N의 처리효율은 초기 1 L 주입시 31%정도 이었으나 주입량이 10, 20 및 30 L로 증가하여도 각각 32, 28 및 29%로 처리효율이 비슷한 경향이였다. 쇠석의 T-N의 처리효율은 초기 1 L주입시 50%정도로 다른 여재에 비하여 처리효율이 가장 높았고, 주입량이 10, 20 및 30 L로 증가하여도 각각 43, 44 및 49%로 처리효율이 일정하였다.

방해석의 T-N의 처리효율은 오염용수 주입량이 1, 10, 20 및 30 L로 증가 할수록 24, 24, 21 및 20%로 처리효율이 일정하였지만 다른 여재에 비하여 처리효율이 낮았고, 혼합여재의 T-N의 처리효율은 주입량이 20 L일 경우 처리효율이 약간 감소하였지만 주입량이 30 L로 증가하여도 처리효율이 37~43%로의 처리효율이 일정하였다.

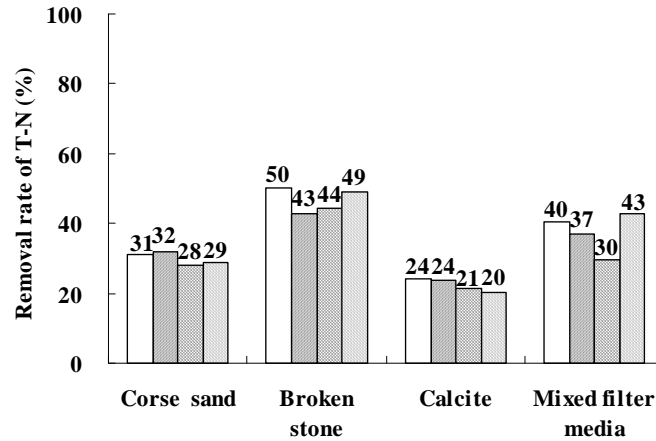


Fig. 3-22. Removal rate of T-N in the water according to pollutant loading in column experiment.

□ : 1 L, ▨ : 10 L, ▩ : 20 L, ▪ : 30 L.

다) T-P

Column 실험에서의 오염용수 주입량별 오염용수의 T-P의 처리효율은 Fig. 3-23에서 보는 바와 같이 모든 여재에서 오염용수 주입량이 1 L일 경우 87~97%의 처리효율을 보였으며, 초기 T-P의 처리효율은 방해석>쇄석>혼합여재>왕사의 순이었으며, 주입량이 30 L일 경우 T-P의 처리효율은 방해석>혼합여재>쇄석>왕사의 순이었다.

왕사의 T-P 처리효율은 초기 1 L 주입시 87%의 처리효율을 보였으나 주입량이 10, 20 및 30 L로 증가할수록 각각 13, 4 및 6%로 처리효율이 급격히 낮아졌으며, 쇄석의 T-P 처리효율은 초기 1 L 주입시 95%의 처리효율을 보여 다른 주입량에 비하여 처리효율이 가장 높았고, 10, 20 및 30 L로 증가 할수록 각각 38, 13 및 1%로 처리효율이 급격히 낮아졌다.

방해석의 T-P의 처리효율은 초기 1 L 주입시 97%의 처리효율을 보여 다른 주입량에 비하여 처리효율이 가장 높았으며, 10, 20 및 30 L로 증가하여도 각각 64, 65 및 69%로 처리효율이 별 차이 없었고, 혼합여재의 T-P의 처리효율은 초기 1 L 주입시 88%의 처리효율을 보였으며, 오염용수의 주입량이 10, 20 및 30 L로 증가하여

도 각각 54, 54 및 50%로 처리효율이 별 차이 없었다.

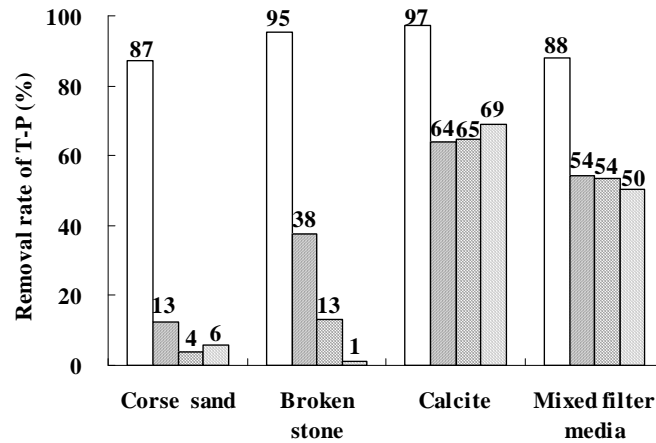


Fig. 3-23. Removal rate of T-P in the water according to pollutant loading in column experiment.

□ : 1 L, ▨ : 10 L, ▩ : 20 L, ▪ : 30 L.

### 3) 오염용수 중 오염물질의 총 처리량

Column 실험에서의 오염용수 중 오염물질의 총 처리량은 처리 30일 동안 유입된 오염용수 중의 각 오염물질의 총 유입량에서 총 유출량을 제외한 양으로 계산하였다. 각 오염물질의 총 유입량은 유입된 오염물질 농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ ) × 유입 오염용수량 ( $\text{L 30 day}^{-1}$ )으로 산출하였고, 총 유출량은 유출된 오염물질 농도 ( $\text{mg L}^{-1}$ ) × 유입 오염용수량 ( $\text{L 30 day}^{-1}$ )으로 산출하였다.

처리시간에 따른 처리효율과 오염용수 주입량에 따른 오염용수의 처리효율을 토대로 하여 오염용수 중 오염물질의 총 처리량을 조사한 결과는 Fig. 3-24에서 보는 바와 같다. Column 실험 30일 동안 주입된 COD의 총 유입량은  $45,171 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로서 그 중에서 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재의 COD의 총 처리량은 각각 7,500, 6,910, 5,700 및 7,390  $\text{mg kg}^{-1}$ 으로 대부분이 방해석과 혼합여재에 의해 처리되었다.

그리고 column 실험 30일 동안 주입된 T-N의 총 유입량은  $32,469 \text{ mg L}^{-1}$ 으로서 그 중에서 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재의 T-N의 총 처리량은 각각 8,162,

11,482, 4,182 및 8,515 mg kg<sup>-1</sup>으로 대부분이 쇄석에 의해 처리되었다. 또한 column 실험 30일 동안 주입된 T-P의 총 유입량은 2,673 mg L<sup>-1</sup>으로서 그 중에서 왕사, 쇄석, 방해석 및 혼합여재의 T-P의 총 처리량은 각각 256, 537, 1,005 및 720 mg kg<sup>-1</sup>으로 대부분이 방해석과 혼합여재에 의해 처리되었는데 이는 방해석이 대부분 CaCO<sub>3</sub>형태로 존재하기 때문에 인과의 흡착이 용이하기 때문으로 사료된다.

인의 처리기작은 습지에서는 인산염의 침전, 기질에의 흡착, 수생식물에 의한 흡수, 조류와 세균에 의한 흡수 등이며, 이 중 식물흡수에 의한 처리가 전체의 5~10% 정도에 불과하며 대부분이 여재에 의해 처리된다고 보고되고 있다 (Corbitt and Bowen, 1994).

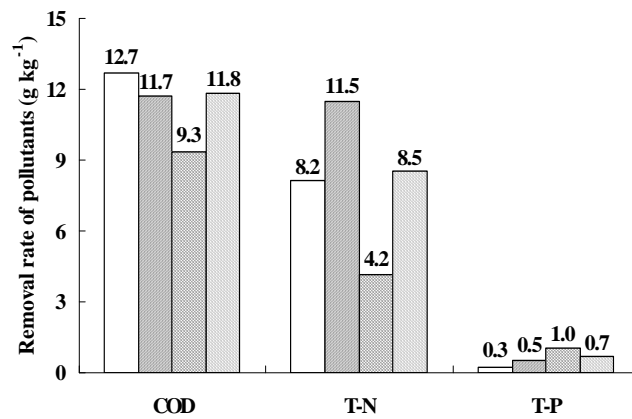


Fig. 3-24. Removal of pollutants according to filter media in column.

□ : Coarse sand,    ▨ : Broken stone,  
 ⊗ : Calcite,        ▩ : Mixed filter media.

#### 라. 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리기술 개발을 위한 기초연구

##### 1) 소형 오염용수처리장치에서의 수처리 효율

자연정화공법에 의한 오염 농업용수를 효과적으로 처리하기 위해 여재종류별 오염물질의 흡착특성 및 column 실험의 결과를 토대로 하여 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하였으며, 호기-혐기 조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조의 깊이별, 오염용수 주입비율별, 호기성조의 통풍방법별 및 혐기성조의 무

산소 전환에 따른 최적조건을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

가) 호기-혐기 조합방법에 따른 수처리 효율

오염용수를 처리하기 위하여 batch 실험과 column 실험 결과를 토대로 하여 호기성조와 혐기성조를 조합한 자연정화공법에 의한 소형오염용수처리장치를 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형, 혐기-호기-혐기 조합형 및 호기-혐기-혐기 조합형으로 각각 설계 및 시공하여 오염용수 부하량을  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로 한 조건하에서 이들 호기-혐기 조합방법에 따른 여재종류별 오염용수의 수처리 효율을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

소형 오염용수처리장치에서의 호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수중 BOD처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-25에서 보는 바와 같다.

호기-혐기 조합방법에 따른 BOD 처리효율은 호기-혐기 조합방법에 따라 별 차이 없이 전반적으로 85~91%정도로 매우 높았으나, 혐기-호기-혐기 조합형이 다른 조합방법에 비해 미미하지만 약간 높은 처리효율을 보였고, 여재종류별 BOD 처리효율은 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재가 각각 85~91, 84~89, 86~88 및 86~89%로 여재종류에 따라 별 차이는 없었으나, 소형 오염용수처리장치에서 호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수중의 BOD 처리효율은 왕사를 여재로 사용하고 조합방법은 혐기-호기-혐기가 적합할 것으로 사료된다.



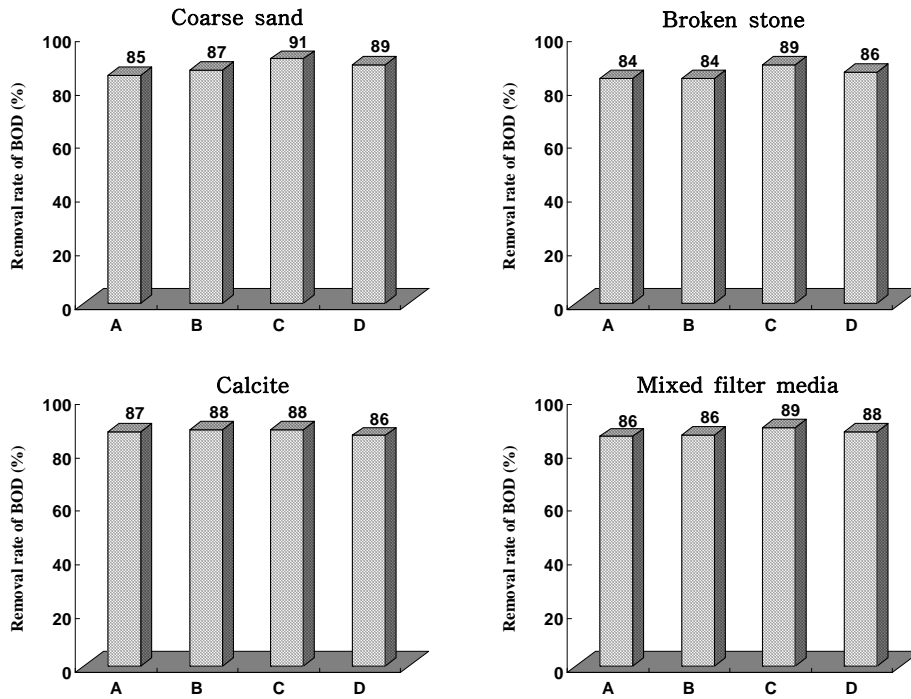


Fig. 3-25. Removal rate of BOD in the effluent according to type of aerobic and anaerobic plots combination in small-scale water treatment apparatus.

- A : Aerobic-anaerobic plots,
- B : Anaerobic-aerobic plots,
- C : Anaerobic-aerobic-anaerobic plots,
- D : Aerobic-anaerobic-anaerobic plots.

소형 오염용수처리장치에서의 호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수중 COD 처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-26에서 보는 바와 같다.

호기-혐기 조합방법에 따른 COD 처리효율은 BOD 처리효율과 비슷한 경향으로 조합방법에 따라 별 차이 없이 전반적으로 83~92%정도로 매우 높았으나, 혐기-호기-혐기 조합형이 다른 조합방법에 비해 미미하지만 약간 높은 처리효율을 보였다. 혐기-호기-혐기 조합형의 COD 처리효율은 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재가 각각 92, 91, 89 및 91%로 왕사>쇠석>혼합여재>방해석 순이었다.

따라서 소형 오염용수처리장치에서 호기, 혐기조합방법에 따른 오염용수중의 COD 처리효율도 BOD 처리효율과 비슷한 경향으로 왕사나 방해석을 여재로 사용하고 조합방법은 혐기-호기-혐기 및 호기-혐기가 적합할 것으로 사료된다.

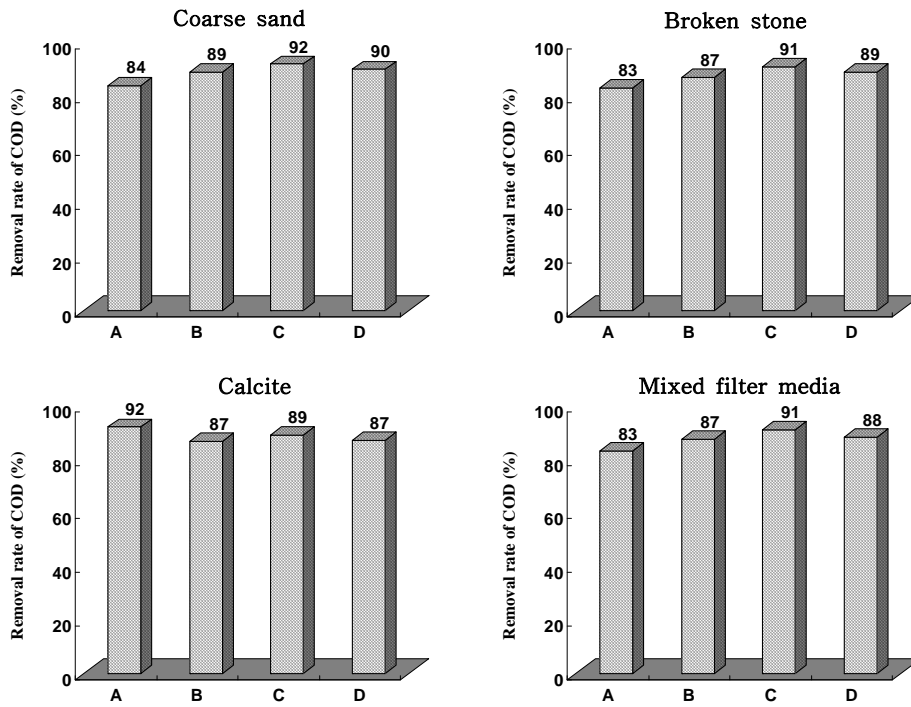


Fig. 3-26. Removal rate of COD in the effluent according to type of aerobic and anaerobic plots combination in small-scale water treatment apparatus.

- A : Aerobic-anaerobic plots,
- B : Anaerobic-aerobic plots,
- C : Anaerobic-aerobic-anaerobic plots,
- D : Aerobic-anaerobic-anaerobic plots.

소형 오염용수처리장치에서의 호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수 중 T-N의 처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-27에서 보는 바와 같다.

호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수 중 T-N의 처리효율은 전반적으로 쇄석>혼합여재>왕사>방해석 순이었다. 호기-혐기 조합방법에 따른 쇄석의 오염용수 중 T-N의 처리효율은 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형, 혐기-호기-혐기 조합형 및 호기-혐기-혐기 조합형이 각각 34, 39, 50 및 42%로 혐기-호기-혐기 조합형이 다른 조합형에 비해 약간 높은 경향이였다.

특히, T-N의 처리효율은 호기-혐기-혐기 조합형 및 혐기-호기-혐기 조합형이 호기-혐기 조합형 및 혐기-호기 조합형에 비해 매우 높았는데 이는 시설재배지대 오염용수 중 대부분의 질소화합물이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 형태로 존재하기 때문에 혐기성조가 두 개인 혐기-호기-혐기 및 호기-혐기-혐기 조합형이 생물학적인 탈질과정이 유리하기 때문인 것으로 사료된다

따라서 소형 오염용수처리장치에서 호기-혐기조합방법에 따른 오염용수중의 T-N의 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형이 다른 조합형에 비해 가장 높았기 때문에 오염용수처리장 설계시 혐기-호기-혐기 조합형으로 설계하는 것이 바람직할 것으로 사료된다.

시설재배지대의 경우 과다하게 투입된 각종 비료 및 퇴비들로 인해 질소, 인 및 영양염류 등이 과다하게 증가되고 있으며, 이 중 질소는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 과  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로서 구분할 수 있지만 대부분이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 존재한다.  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은  $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 달리 음전하이기 때문에 (-)하전인 토양입자에 부동화 되지 않으므로 훨씬 더 유동성이 크며, 식물이나 미생물에 잘 흡수되지 않고, 침투수와 함께 잘 이동하는 특징이 있다. 따라서 시설재배지대 오염용수의 경우 T-N의 처리는 여재의 흡착에 의한 처리보다는 호기-혐기 조건에 따른 미생물의 산화, 환원 작용에 의한 생물학적 탈질에 의해 처리해야 할 것으로 사료된다 (Stengel et al., 1987; Brix and Schierup, 1989).

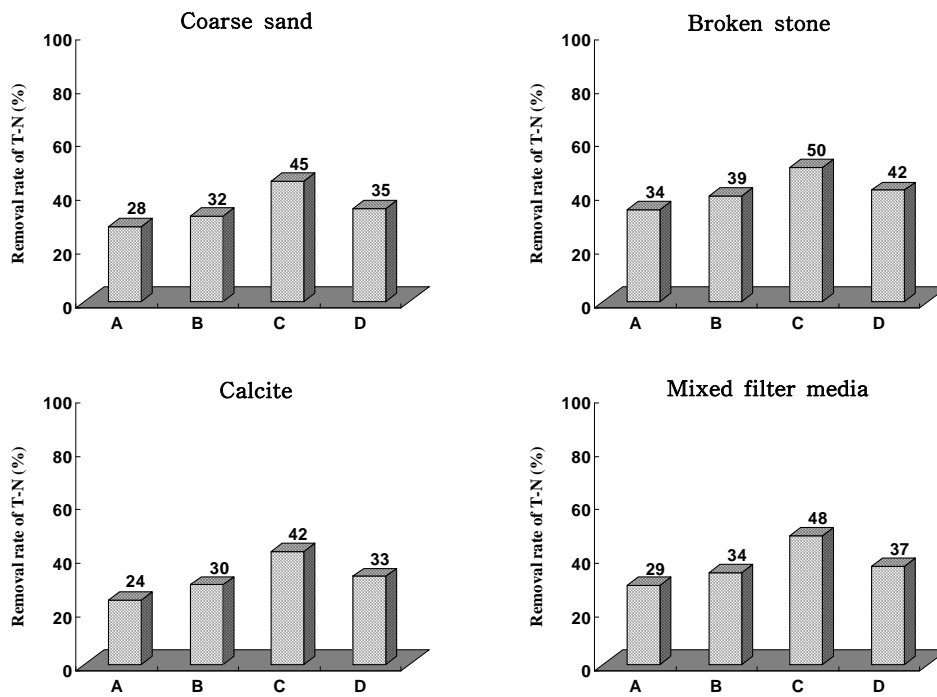


Fig. 3-27. Removal rate of T-N in the effluent according to type of aerobic and anaerobic plots combination in small-scale water treatment apparatus.

- A : Aerobic-anaerobic plots,
- B : Anaerobic-aerobic plots,
- C : Anaerobic-aerobic-anaerobic plots,
- D : Aerobic-anaerobic-anaerobic plots.

소형 오염용수처리장치에서 호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수중 T-P의 처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-28에서 보는 바와 같다.

호기-혐기 조합방법에 따른 T-P의 처리효율은 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재가 각각 32~61, 35~66, 47~90 및 41~78%로 전반적으로 방해석>혼합여재>>쇠석≥왕사 순이었다.

호기-혐기 조합방법에 따른 방해석의 오염용수중 T-P의 처리효율은 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형, 혐기-호기-혐기 조합형 및 호기-혐기-혐기 조합형이 각각 47, 72, 90 및 76%로 혐기-호기-혐기 조합형이 다른 조합형에 비해 약간 높은 경향이였다.

이와 같이 방해석의 T-P의 처리효율이 높은 것은 방해석의 주성분이 대부분  $\text{CaCO}_3$ 형태로 이루어져 있으므로 정석법에 의해 인이 처리되기 때문으로 사료된다. 정석탈인법을 이용한 인 처리는 인을 함유하는 물에 인산칼슘으로 되는 동종동계종의 화합물과 접촉시키면 탈인제인 방해석 위에 인산칼슘이 생성, 정석하는 현상을 이용한 정석 탈인법으로 수중의 인은 Ca이온과 반응하여 난용성인 hydroxyapatite [ $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ]로 처리되는 것으로 알려져 있다 (Taylor et al., 1978).

따라서 소형 오염용수처리장치에서 호기-혐기조합방법에 따른 오염용수중의 T-P의 처리효율은 호기-혐기 조합방법에 따라 차이가 있었으며, 여재종류별 T-P의 처리효율은 방해석이 다른 여재에 비해 높아 오염용수처리장에서 인의 처리를 위해서는 방해석을 첨가 여재로 사용하는 것이 바람직할 것으로 사료된다.

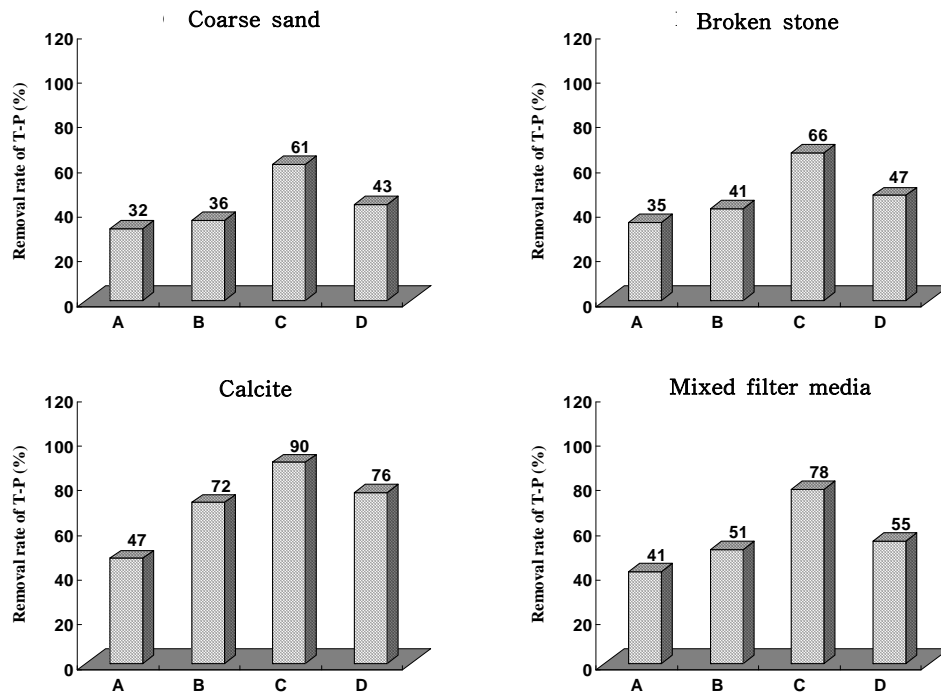


Fig. 3-28. Removal rate of T-P in the effluent according to type of aerobic and anaerobic plots combination in small-scale water treatment apparatus.

- A : Aerobic-anaerobic plots,
- B : Anaerobic-aerobic plots,
- C : Anaerobic-aerobic-anaerobic plots,
- D : Aerobic-anaerobic-anaerobic plots.

나) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율

오염용수 부하량에 따른 수처리 효율은 상기 가)항의 호기-혐기 조합방법에 따른 오염용수의 처리효율을 조사한 결과 최적의 조합방법인 혐기-호기-혐기 조합형에서 오염용수 부하량에 대한 대응성을 조사하기 위해 오염용수 부하량을 150, 300 및 600 L m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로 달리하여 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

소형 오염용수처리장치에서 오염용수 부하량에 따른 오염용수 중 pH, EC 및 DO의 수처리 효율을 조사한 결과는 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의 pH는 6.94로 중성부근이었고, 왕사는 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 오염용수 원수와 비슷하였으며, 쇠석, 방해석 및 혼합여재는 오염용수 원수에 비해 약간 증가하여 7.74~8.07정도 이었다.

오염용수 원수의 EC는 0.43 dS m<sup>-1</sup>이었으며, 왕사, 쇠석 및 혼합여재는 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 오염용수 원수와 비슷한 경향이었으나, 방해석은 약간 증가하여 0.49~0.55 dS m<sup>-1</sup>이었다.

오염용수 원수의 DO는 8.42 mg L<sup>-1</sup>으로 약간 높은 경향이었고, 모든 여재에서 2차 처리조인 호기성조를 통과하면서 오염용수부하량에 따라 별차이 없었으며, 오염용수 부하량이 600 L m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>일때는 6.97~7.60 mg L<sup>-1</sup>로 약간 낮은 경향이였다. DO는 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조를 통과하면서 3.44~4.76 mg L<sup>-1</sup>정도로 오염용수 원수에 비해 급격히 감소하는 경향이었고, 1차 처리 후 2차 처리인 호기성조를 통과하면서 6.97~8.66 mg L<sup>-1</sup>정도로 1차 처리수에 비해 급격히 증가하였으며, 2차 처리 후 다시 3차 처리인 혐기성조를 통과하면서 3.14~5.85 mg L<sup>-1</sup>정도로 2차 처리수에 비해 급격히 감소하는 경향이였다.

Table 3-17. pH, EC and DO in the water according to polluted agricultural water loading in small-scale water treatment apparatus

Filter media	Raw water	Agricultural water loading ( $L\ m^{-2}\ day^{-1}$ )								
		150			300			600		
		Anaerobic plot (First treatment)	Aerobic plot (Second treatment)	Anaerobic plot (Third treatment)	Anaerobic plot (First treatment)	Aerobic plot (Second treatment)	Anaerobic plot (Third treatment)	Anaerobic plot (First treatment)	Aerobic plot (Second treatment)	Anaerobic plot (Third treatment)
pH										
Coarse sand	6.94	6.66	7.59	7.60	6.73	7.37	7.47	6.82	6.93	7.11
Broken stone		7.84	7.86	8.01	7.96	8.04	8.02	7.85	7.98	8.02
Calcite		7.77	8.04	7.97	7.93	8.03	7.99	8.02	8.03	8.07
Mixed filter media		7.74	8.00	7.94	7.89	7.92	7.85	8.00	8.00	7.99
EC ( $dS\ m^{-1}$ )										
Coarse sand	0.43	0.33	0.32	0.28	0.39	0.38	0.37	0.37	0.35	0.36
Broken stone		0.43	0.40	0.41	0.49	0.49	0.46	0.45	0.46	0.45
Calcite		0.51	0.52	0.50	0.55	0.55	0.54	0.50	0.49	0.49
Mixed filter media		0.45	0.46	0.38	0.53	0.50	0.43	0.47	0.46	0.46
DO ( $mg\ L^{-1}$ )										
Coarse sand	8.42	3.44	8.52	5.66	3.33	8.60	5.55	3.79	7.60	3.45
Broken stone		4.94	8.51	4.21	3.22	8.30	4.87	3.54	7.30	4.11
Calcite		4.01	8.40	5.85	3.59	8.66	5.30	4.27	7.66	3.66
Mixed filter media		4.76	8.35	4.65	4.2	7.97	4.67	3.74	6.97	3.14

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).



소형 오염용수처리장치에서 오염용수 부하량에 따른 오염용수 중 BOD 수처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-29에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의 BOD는  $30 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 왕사, 쇠석 및 혼합여재는 1차 처리인 혐기성조를 통과하면서  $9.7\sim 10.7 \text{ mg L}^{-1}$  정도로 처리되어 BOD 처리효율이 64~67% 정도이었으며, 오염용수 부하량이 150 및  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 까지는 안정적으로 처리되는 경향이었으나, 오염용수 부하량이  $600 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이 되면서 1차 처리수의 농도가 미미하지만 약간 증가하는 경향이었고, 2차 및 3차 처리수의 BOD는 각각  $1.9\sim 3.1$  및  $1.3\sim 2.7 \text{ mg L}^{-1}$  정도로 매우 안정적으로 처리되었다. 그러나 방해석은 1차 및 2차 처리수가 각각  $12.2\sim 14.2$  및  $4.1\sim 5.1 \text{ mg L}^{-1}$  정도로 다른 여재에 비해 BOD 처리효율이 약간 낮은 경향이었고, 3차 처리수의 경우는 다른 여재와 비슷한 경향이였다. 따라서 BOD의 처리효율은 오염용수 부하량이 증가함에 따라 약간씩 감소하는 경향이었고, 방해석은 BOD 처리효율이 다른 여재에 비해 약간 낮은 경향으로 BOD의 처리에 부적합 할 것으로 사료된다. 이와 같이 방해석에서 BOD 처리효율이 낮은 것은 방해석의 경우 대부분  $\text{CaCO}_3$  형태로 이루어져 있으므로 인의 흡착에는 매우 유리한 반면 방해석표면의 미생물 활착은 다른 여재에 비해 용이하지 않기 때문으로 사료된다. 그리고 1차 처리후 2차 처리에서 BOD가 급격히 감소하는 것은 대부분의 유기물이 호기성조에서 미생물에 의해 왕성한 분해 및 흡수가 일어나기 때문으로 사료된다.

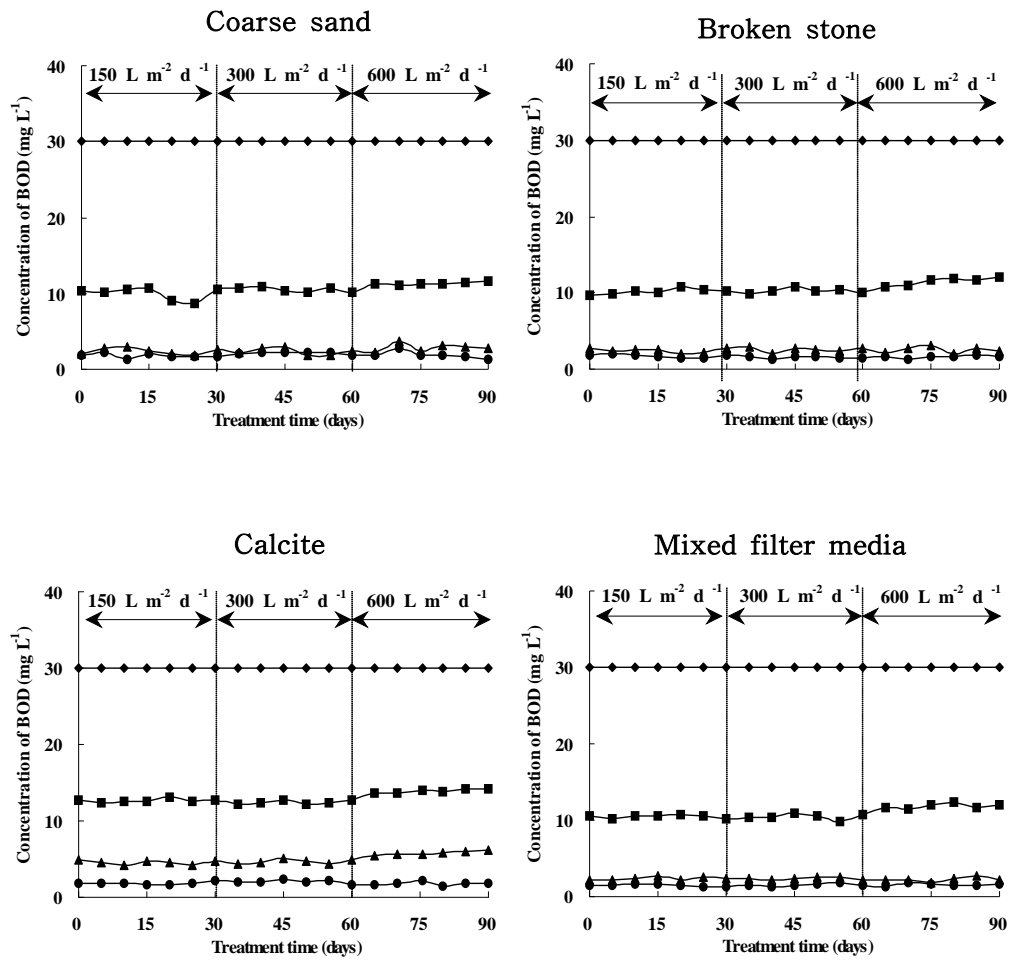


Fig. 3-29. BOD removal in the water according to polluted agricultural water loading in small-scale water treatment plant.

- ◆ : Raw agricultural water,
- : Anaerobic plot (First treatment),
- ▲ : Aerobic plot (Second treatment),
- : Anaerobic plot (Third treatment).

소형 오염용수처리장치에서 오염용수 부하량에 따른 오염용수중 COD 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-30에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의 COD는  $50 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 왕사, 쇠석 및 혼합여재에서는 1차 처리인 혐기성조를 통과하면서  $19.6 \sim 23.4 \text{ mg L}^{-1}$  정도로 처리되어 COD처리효율이  $53.2 \sim 60.8\%$  정도이었으며, 오염용수 부하량이  $150$  및  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 까지는 안정적으로 처리되는 경향이었으나, 오염용수 부하량이  $600 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이 되면서 1차 처리수의 농도가 미미하지만 약간 증가하는 경향이었고, 2차 및 3차 처리수의 COD는 각각  $3.9 \sim 5.1$  및  $3.1 \sim 4.2 \text{ mg L}^{-1}$  정도로 매우 안정적으로 처리되었다. 그러나 방해석은 1차 처리수와 3차 처리수의 COD는 비슷한 경향이었으나, 2차 처리수가  $7.4 \sim 10.7 \text{ mg L}^{-1}$  정도로 다른 여재에 비해 COD 처리효율이 약간 낮은 경향이였다. 따라서 COD의 처리효율은 BOD와 비슷한 경향으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 약간씩 감소하는 경향이었고, 방해석은 COD 처리효율이 다른 여재에 비해 약간 낮은 경향으로 COD의 처리에 부적합할 것으로 사료된다. 이와 같이 왕사와 쇠석의 COD 처리효율이 높은 것은 이들 여재의 표면이 여러 무기성분들로 구성되어 있어 미생물생육이 용이하고, 여재표면이 거칠고 다공성 구조를 가지고 있기 때문에 미생물의 활착이 용이하기 때문으로 사료된다. 반면에 방해석의 COD 처리효율이 낮은 것은 방해석이 대부분  $\text{CaCO}_3$ 로 구성되어 있어서 미생물 생육에 필요한 다른 무기원소가 거의 없어 미생물 생육이 용이하지 않고, 표면이 왕사와 쇠석에 비해 매끄러워 미생물의 활착이 원활하지 않기 때문으로 사료된다.

소형 오염용수처리장치에서 오염용수 부하량에 따른 오염용수 중 T-N의 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-31에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의 T-N의 함량은  $35 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 왕사, 쇠석 및 혼합여재에서 1차, 2차 및 3차 처리수의 T-N의 함량은 각각  $23.1 \sim 29.0$ ,  $21.0 \sim 26.1$  및  $13.5 \sim 21.2 \text{ mg L}^{-1}$  정도로서 T-N의 처리효율이 각각  $17 \sim 34$ ,  $25.4 \sim 40.0$  및  $39.4 \sim 61\%$  정도이었으며, 오염용수 부하량에 따라 별 차이가 없는 경향이였다. 그리고 쇠석이 다른 여재에 비해 T-N의 처리효율이 가장 높았으며, 방해석은 1차, 2차 및 3차 처리수의 T-N의 함량이 각각 약  $27.1 \sim 30.5$ ,  $26.1 \sim 28.4$  및  $18.5 \sim 22.3 \text{ mg L}^{-1}$  정도로서 다른 여재에 비해 T-N의 처리효율이 약간 낮은 경향이였다.

따라서 쇠석은 다른 여재에 비해 T-N의 처리효율이 가장 높았으며, 방해석은 다른 여재에 비해 T-N의 처리효율이 가장 낮은 경향으로 T-N의 처리에 부적합할

것으로 사료된다. 이와 같이 쇠석에서 T-N의 처리효율이 가장 높은 것은 쇠석 표면이 여러 무기성분들로 구성되어 있어 미생물생육이 용이하고, 특히 쇠석은 돌을 파쇄해서 만들기 때문에 여재표면이 거칠고 수많은 다공성 구조를 가지고 있기 때문에 탈질 미생물이 가장 쉽게 활착할 수 있기 때문으로 사료된다.

소형 오염용수처리장치에서 오염용수 부하량에 따른 오염용수 중 T-P의 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-32에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의 T-P의 함량은  $3.0 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 모든 여재에서 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없는 경향이였다. 그리고 방해석의 T-P 함량은 1차, 2차 및 3차 처리수에서 각각  $0.67\sim 0.91$ ,  $0.3\sim 0.39$  및  $0.27\sim 0.33 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 다른 여재에 비해 매우 잘 처리되었고, 특히 3차 처리수에서는 T-P의 처리효율이 89%이상의 높은 처리효율을 보였으며, 방해석이 혼합되어 있는 혼합여재도 다른 여재에 비해 T-P의 처리효율이 약간 높은 경향이였다. 그러나 왕사와 쇠석의 T-P의 함량은 1차, 2차 및 3차 처리수에서 각각  $1.76\sim 2.40$ ,  $1.02\sim 1.50$  및  $0.93\sim 1.4 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 방해석 및 혼합여재에 비해 처리효율이 매우 낮았다.

이상의 결과에서 오염용수 부하량이  $600 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이상일 경우 수처리 효율이 전반적으로 약간씩 감소되는 경향으로 안정적인 오염용수 처리를 위해서는 오염용수 부하량을  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 주입하는 것이 적합할 것으로 사료되었다. 또한 BOD, COD 및 T-N의 처리효율은 쇠석 및 왕사가 가장 높았으며, T-P의 처리효율은 방해석이 가장 높았다. 따라서 쇠석, 왕사 및 방해석이 혼합되어 있는 혼합여재를 사용하면 BOD, COD, T-N 및 T-P를 높은 처리효율로 안정적으로 처리할 수 있을 것으로 사료된다.

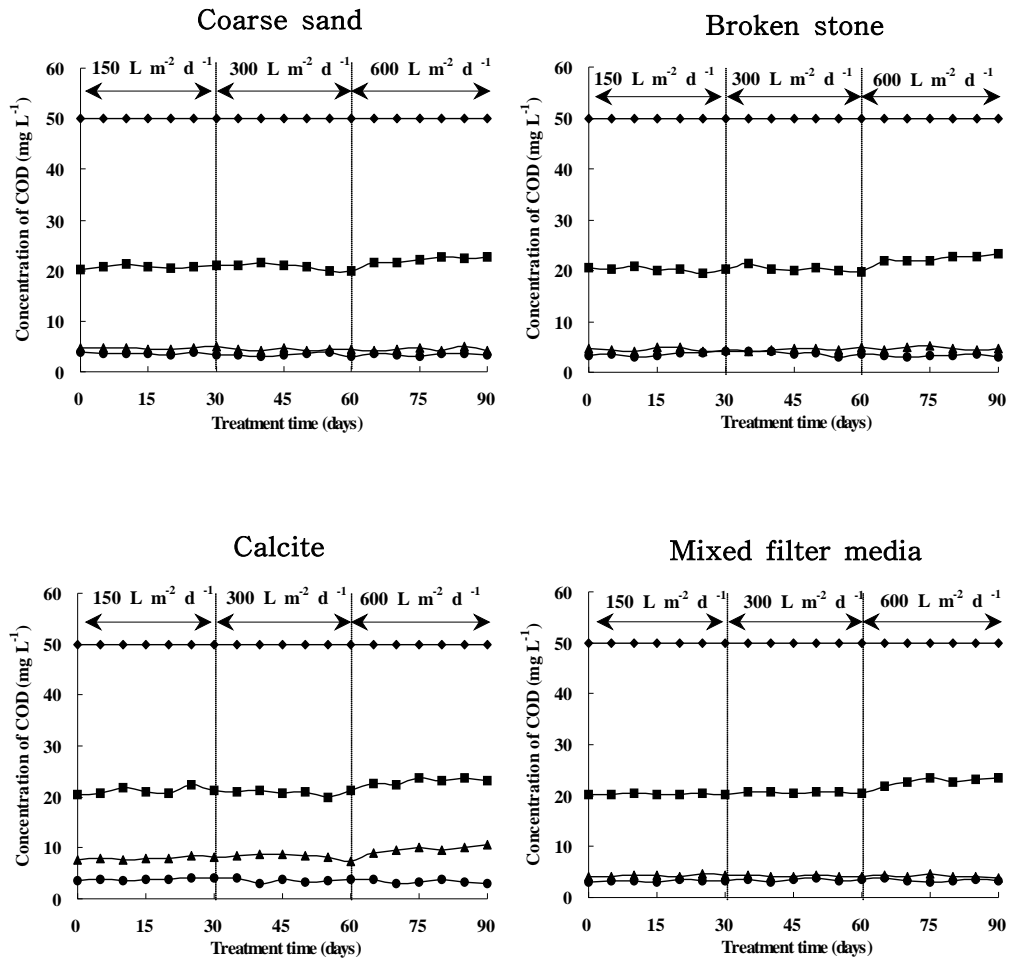


Fig. 3-30. COD removal in the water according to polluted agricultural water loading in small-scale water treatment plant.

- ◆ : Raw agricultural water,
- : Anaerobic plot (First treatment),
- ▲ : Aerobic plot (Second treatment),
- : Anaerobic plot (Third treatment).

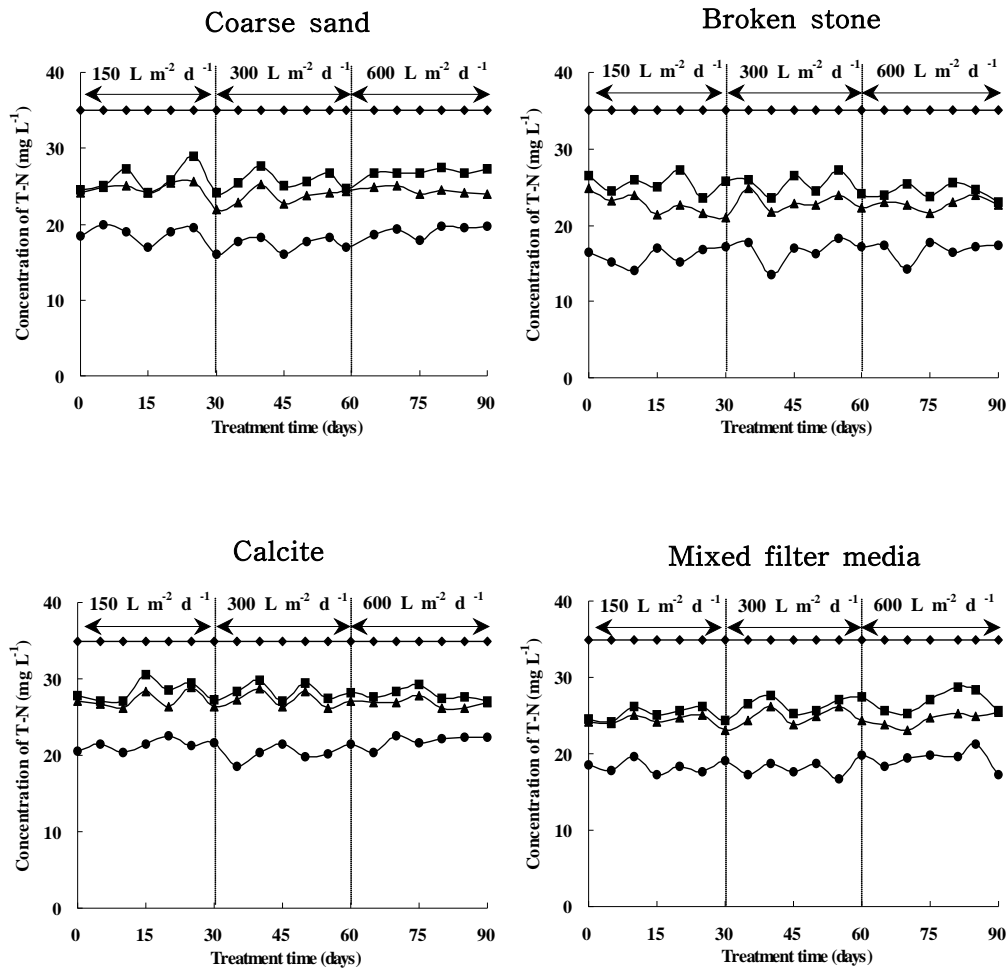


Fig. 3-31. T-N removal in the water according to polluted agricultural water loading in small-scale water treatment plant.

- ◆ : Raw agricultural water,
- : Anaerobic plot (First treatment),
- ▲ : Aerobic plot (Second treatment),
- : Anaerobic plot (Third treatment).

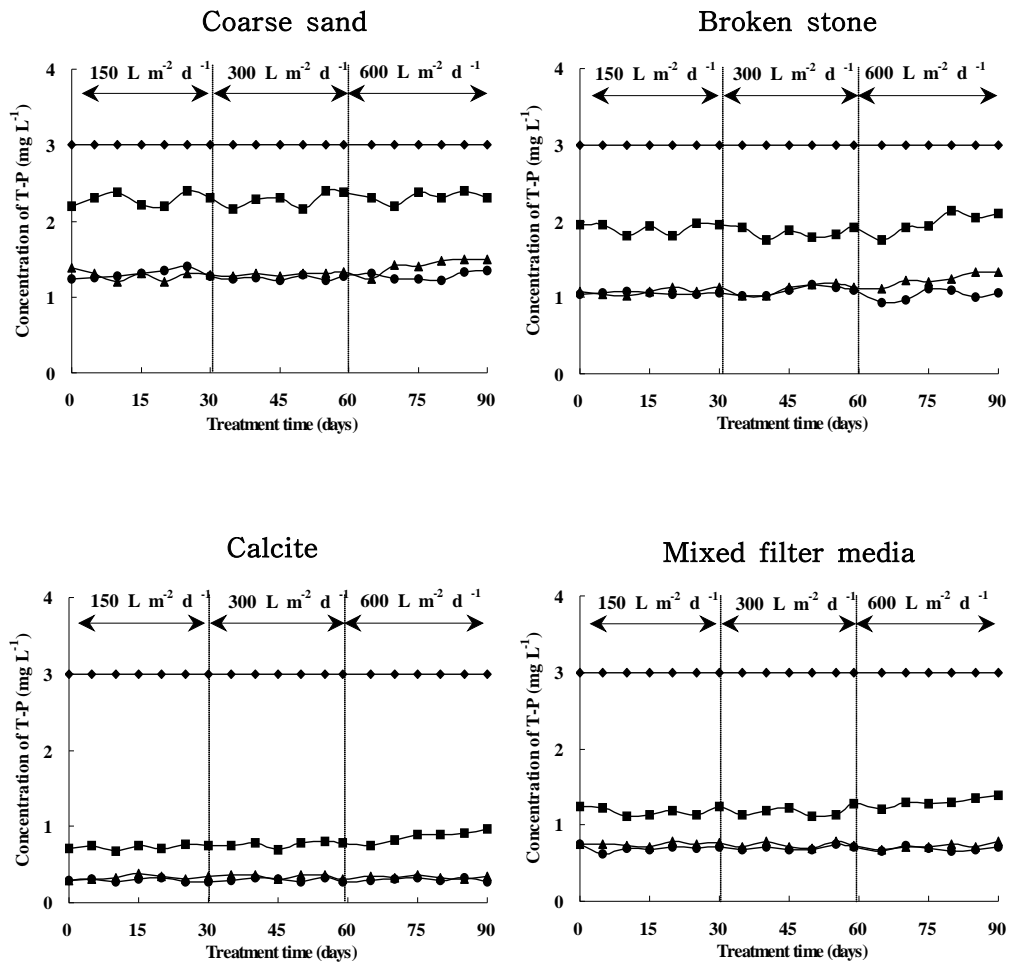


Fig. 3-32. T-P removal in the water according to polluted agricultural water loading in small-scale water treatment plant.

- ◆ : Raw agricultural water,
- : Anaerobic plot (First treatment),
- ▲ : Aerobic plot (Second treatment),
- : Anaerobic plot (Third treatment).

소형 오염용수처리장치에서 오염용수 부하량에 따른 오염용수중  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  및  $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 함량을 조사한 결과는 Table 3-18에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의  $\text{NH}_4\text{-N}$  함량은  $1.2 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없었고, 1차 처리인 혐기성조에서는 오염용수 원수에 비해 약간 증가하는 경향이었고, 1차 처리 후 2차 처리인 호기성조에서는 1차 처리수에 비해 약간 감소하는 경향이었으며, 1차, 2차 처리 후 3차 처리인 혐기성조에서는 2차 처리수에 비해 약간 증가하는 경향이였다. 이와 같이  $\text{NH}_4\text{-N}$  함량이 1차 처리에서는 증가하고, 2차 처리에서 다시 약간 감소하며, 3차 처리에서 다시 약간 증가하는 것은 혐기성조에서는 혐기성 미생물에 의해 탈질, 환원 등의 생물학적반응에 의해  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이  $\text{NH}_4\text{-N}$ 으로 일부 환원되었기 때문으로 사료되며, 호기성조에서는 호기성 미생물에 의한 흡수와 일부는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 질산화 되었기 때문으로 사료된다.

오염용수 원수의  $\text{NO}_3\text{-N}$  함량은  $32 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없었고, 오염용수 원수의 대부분이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이므로 T-N의 처리효율과 비슷한 경향이였다. 1차 처리인 혐기성조에서  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 오염용수 원수에 비해 약간 감소하여 14~27%정도 처리되었으며, 2차 처리인 호기성조에서는  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 거의 처리되지 않았고, 3차 처리인 혐기성조에서 다시  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 처리되어 36~52%정도 처리되었다. 이와 같이 질산성 질소의 대부분이 혐기성조에서 처리되는 것은 혐기성조의 혐기성 미생물에 의해 탈질되어 질소가 처리되기 때문으로 사료된다.

오염용수 원수의  $\text{PO}_4\text{-P}$  함량은  $3 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 모든 여재에서 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없는 경향이였고, 오염용수의 T-P는 조제한 인공오염용수이기 때문에 대부분이  $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 형태로 되어 있으므로 T-P의 처리효율과 비슷한 경향이였다. 특히 방해석을 사용하였을 경우  $\text{PO}_4\text{-P}$  함량이 매우 낮게 처리 되었다.



Table 3-18.  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  and  $\text{PO}_4\text{-P}$  in the water according to polluted agricultural water loading in small-scale water treatment apparatus

Filter media	Raw water	Agricultural water loading ( $\text{L m}^{-2} \text{ days}^{-1}$ )								
		150			300			600		
		Anaerobic plot (First treatment)	Aerobic plot (Second treatment)	Anaerobic plot (Third treatment)	Anaerobic plot (First treatment)	Aerobic plot (Second treatment)	Anaerobic plot (Third treatment)	Anaerobic plot (First treatment)	Aerobic plot (Second treatment)	Anaerobic plot (Third treatment)
$\text{NH}_4\text{-N}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )										
Coarse sand		1.45	0.61	1.04	1.68	0.72	1.34	1.71	1.08	1.52
Broken stone	1.2	1.37	0.49	0.86	1.41	0.57	0.96	1.34	0.91	1.11
Calcite		2.14	1.16	1.57	2.31	1.45	1.82	2.51	1.49	1.57
Mixed filter media		1.96	0.95	1.34	2.09	1.12	1.64	2.11	1.24	1.42
$\text{NO}_3\text{-N}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )										
Coarse sand		24.1	23.8	17.2	24.1	22.3	16.2	24.6	24.3	17.8
Broken stone	3.2	23.5	21.3	14.3	23.4	21.7	13.5	23.4	21.1	14.2
Calcite		27.5	26.1	20.4	27.1	26.3	17.4	27.4	26.3	20.4
Mixed filter media		24.2	23.7	17.2	24.3	23.1	17.6	25.2	23.4	18.3
$\text{PO}_4\text{-P}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )										
Coarse sand		2.19	1.24	1.19	2.16	1.29	1.21	2.01	1.24	1.17
Broken stone	3.0	1.86	1.04	0.87	1.75	1.02	0.91	1.56	1.02	0.93
Calcite		0.73	0.31	0.28	0.69	0.28	0.21	0.75	0.31	0.27
Mixed filter media		1.11	0.72	0.63	1.02	0.63	0.59	1.17	0.64	0.58

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

다) 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율

소형 오염용수처리장에서 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석 = 1:1:1)의 4종류의 여재를 사용하여 호기-혐기조합방법별 및 오염용수 부하량별 수처리 효율을 조사한 결과 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재 및 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이었다.

따라서 혐기-호기-혐기 조합형 소형 오염용수 처리장치에서 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석 = 1:1:1)를 사용하고 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 으로 한 조건하에서 호기성조 및 혐기성조의 깊이를 50 cm와 100 cm로 달리하여 수처리 효율을 조사하였다.

호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-33에서 보는 바와 같다. 소형 오염용수처리장치에서 1차 처리된 오염용수중의 BOD, COD, T-N 및 T-P 모두에서 호기성조 및 혐기성조의 깊이 100 cm가 50 cm에 비해 처리효율이 약간 높은 경향이었고, 1차 처리된 후 2차 및 3차 처리된 오염용수도 1차 처리된 오염용수와 비슷한 경향으로 호기성조 및 혐기성조의 깊이 100 cm가 50 cm에 비해 처리효율이 약간 높은 경향이였다. 그리고 3차 처리수인 최종방류수에서 호기성조 및 혐기성조의 깊이 100 cm의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 각각 93, 94, 48 및 81%정도로 호기성조 및 혐기성조의 깊이 50 cm에 비해 처리효율이 각각 7, 8, 15 및 9%정도 높았다. 특히 1차 및 2차 처리수에 비해 3차 처리수에서 호기성조 및 혐기성조의 깊이별 수처리 효율의 차이가 심하였는데 이는 여재의 깊이가 깊어질수록 오염용수의 체류시간이 증가하기 때문으로 사료되며, 오염물질 중 T-N 처리효율의 차이가 다른 항목에 비해 큰 것은 깊이가 깊어짐으로서 혐기성조의 혐기성화 상태가 양호하여 생물학적인 탈질에 의한 질소처리효율의 향상에 의한 것으로 사료된다.

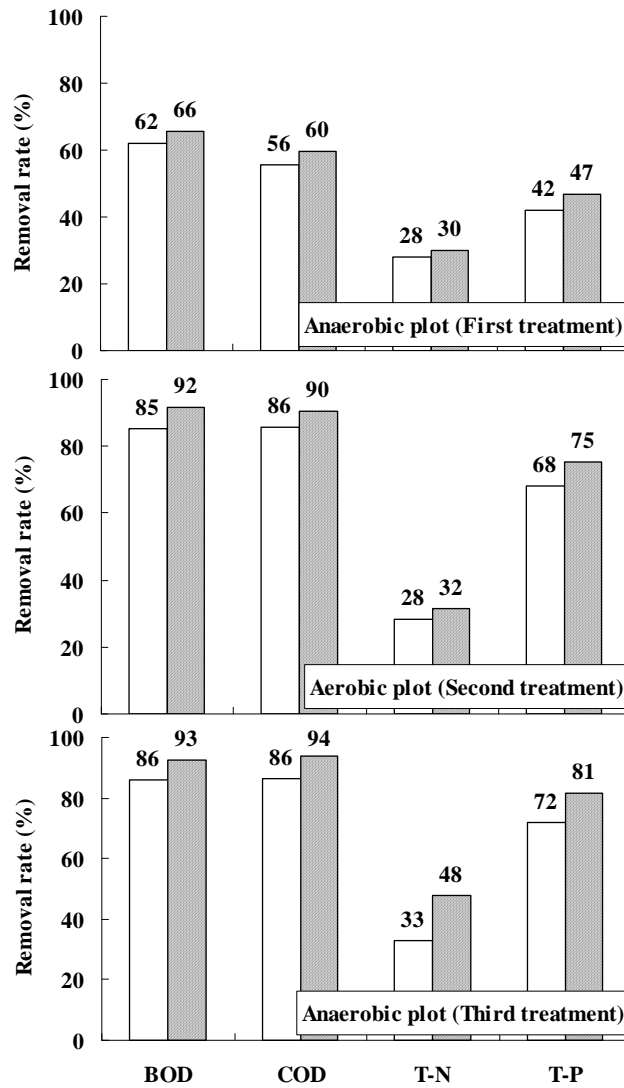


Fig. 3-33. Removal rate of pollutants in the effluent according to the depth of aerobic and anaerobic plots in small-scale water treatment apparatus.  
 □ : Depth of 50 cm,    ▨ : Depth of 100 cm.

라) 오염용수의 주입비율에 따른 수처리효율

소형 오염용수처리장에서 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석 =1:1:1)의 4종류의 여재를 사용하여 호기-혐기 조합방법별, 오염용수 부하량별 및 호기성조 및 혐기성조 깊이별 수처리 효율을 조사한 결과 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  및 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm이었다.

따라서 혐기-호기-혐기 조합형 소형 오염용수 처리장치에서 여재는 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석 =1:1:1), 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  및 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm으로 한 조건하에서 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율을 100:0, 70:30, 50:50 및 30:70으로 각각 달리하여 오염용수 주입비율에 따른 오염용수의 수처리 효율을 조사하였다.

오염용수 주입비율에 따른 오염용수의 수처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-34에서 보는 바와 같다.

소형 오염용수처리장치에서 1차 처리수중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 전반적으로  $100:0 < 70:30 < 50:50 < 30:70$  순으로 1차 처리조인 혐기성조의 부하량이 적을수록 처리효율이 높아지는 경향으로 이는 오염용수의 오염물질 부하가 호기성조와 혐기성조로 분산되었기 때문으로 사료된다.

1차 처리된 후 2차 처리수중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 전반적으로 1차 처리수와 반대로  $100:0 \geq 70:30 > 50:50 > 30:70$  순이었다. 이는 1차 처리인 혐기성조에서는 혐기성조의 특성상 유기물의 처리효율보다 질소의 탈질과 흡착에 의한 질소의 처리가 주된 처리 기작이며, 2차 처리인 호기성조에서는 질소의 처리효율보다는 호기성 미생물에 의한 왕성한 유기물의 분해에 의한 유기물의 처리가 주된 처리기작 이기 때문으로 사료된다.

1차 및 2차 처리된 후 3차 처리수중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율 70:30이 다른 주입비율에 비해 약 95, 95, 52 및 85%로 높은 처리효율을 보였고, 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율 100:0은 70:30에 비해 BOD, COD의 처리효율은 93 및 94%로 비슷하였으나, T-N 및 T-P의 처리효율은 48 및 81%로 약간 낮은 경향이었다.

이는 소형 오염용수처리장치에서 호기성조와 혐기성조에 주입되는 오염용수의 비

율을 조절함으로써 오염물질의 부하의 분산으로 인해 질소와 인의 처리효율이 향상되었기 때문으로 사료된다.

그러나 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율 50:50 및 30:70은 BOD, COD, T-N 및 T-P의 모든 항목에서 오염용수 주입비율 100:0 및 70:30에 비해 처리효율이 급격히 감소하였는데 이는 오염용수 주입비율을 1차 처리조인 혐기성조에 비해 2차 처리조인 호기성조에 많이 주입함으로써 대부분의 오염용수가 1차 처리조를 거치지 않고 2차 처리와 3차 처리의 2단계만으로 처리되기 때문으로 사료되며, 질산성질소가 대부분인 오염용수의 경우 2차 처리조인 호기성조에 직접 유입될 경우 생물학적인 탈질을 위한 질소의 질산화과정이 불필요하기 때문에 처리효율이 감소된 것으로 사료된다.

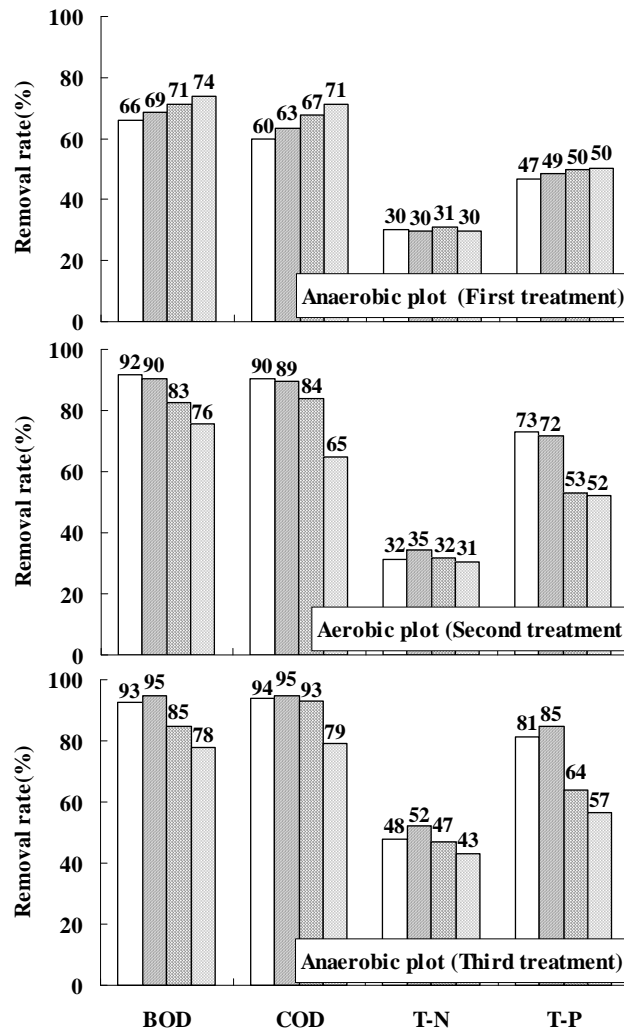


Fig. 3-34. Removal rate of pollutants in the water according to the ratio of agricultural water in anaerobic (First treatment) and aerobic plot (Second treatment).

- : Anaerobic plot : aerobic plot = 100 : 0,
- ▨: Anaerobic plot : aerobic plot = 70 : 30,
- ▩: Anaerobic plot : aerobic plot = 50 : 50,
- ▧: Anaerobic plot : aerobic plot = 30 : 70.

마) 질소 및 인 처리효율 극대화를 위한 공법 개선 후 수처리 효율

(1) 호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 수처리 효율

소형 오염용수처리장에서 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석=1:1:1)의 4종류의 여재를 사용하여 호기-혐기조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별 및 오염용수 주입비율별 수처리 효율을 조사한 결과 최적 조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm 및 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율은 70:30 이었다.

따라서 혐기-호기-혐기 조합형 소형 오염용수 처리장치에서 여재는 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석=1:1:1), 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm 및 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율은 70:30으로 한 조건하에서 혐기-호기-혐기성조 중에서 호기성조의 통풍방법을 무통풍, 단일통풍 및 이중통풍으로 각각 달리하여 오염용수의 수처리 효율을 조사하였다.

호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수의 3차 처리수인 방류수중의 수처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-35에서 보는 바와 같다.

호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수중의 BOD 처리효율은 무통풍, 단일통풍 및 이중통풍이 각각 88, 92 및 95%로 이중통풍>단일통풍>무통풍 순으로서 전반적으로 통풍량이 증가함에 따라 처리 효율이 증가되는 경향이였다. 이와 같이 통풍량이 증가함에 따라 BOD의 처리효율이 증가되는 것은 BOD의 처리시 호기성미생물에 의한 생물학적 분해가 일어나면서 다량의 산소가 소모되는데 이중통풍은 이러한 호기성미생물에 산소를 원활히 공급함으로써 반응기질과 산소가 풍부하여 호기성 미생물의 성장과 활력이 가장 좋기 때문으로 사료된다.

호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수중의 COD 처리효율은 이중통풍>단일통풍>무통풍 순으로 통풍량이 증가함에 따라 처리 효율이 증가되는 경향으로 BOD 처리효율과 유사한 처리경향과 처리효율을 나타내었다. 이와 같은 결과는 유입된 오염용수가 인공오염용수를 조제한 것이기 때문에 미생물에 의해 분해가 용이한 용존성 형태로 포함되어 있기 때문으로 사료된다.

호기성조의 통풍방법에 따른 오염용수중의 T-N 및 T-P 처리효율은 통풍방법에 따라 별 차이는 없었으나, 통풍량이 증가함에 따라 미미하게 증가하는 경향으로

49~52 및 83~85%정도이었다. 따라서 통풍방법은 T-N 및 T-P의 처리효율에 큰 영향을 미치지 않는 것으로 사료된다.

이상의 결과에서 호기성조의 최적 통풍방법은 이중통풍이었고 특히, 이중통풍은 오염용수중의 유기성오염물질의 처리에 적합한 것으로 사료된다.

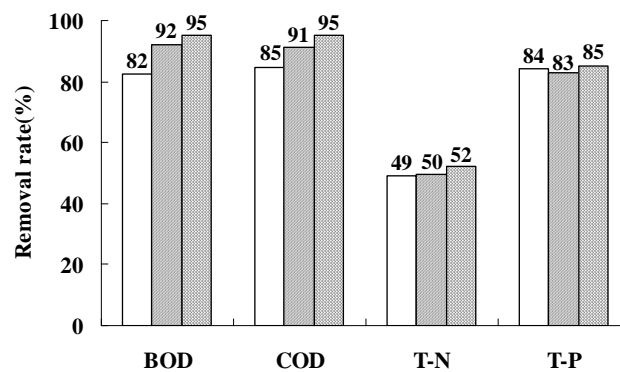


Fig. 3-35. Removal rate of polluted agricultural water according to ventilation method in aerobic plot.

□: Non ventilation, ▨: Single ventilation, ▩: Double ventilation.

(2) 혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리 효율

소형 오염용수처리장에서 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석=1:1:1)의 4종류의 여재를 사용하여 호기-혐기 조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별, 오염용수 주입비율별 및 호기성조의 통풍방법별 수처리 효율을 조사한 결과 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm, 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율은 70:30 및 호기성조의 통풍방법은 이중통풍이었다.

따라서 혐기-호기-혐기 조합형 소형 오염용수 처리장치에서 여재는 혼합여재(왕사:쇠석:방해석=1:1:1), 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조, 혐기성조의 깊이는 100 cm 및 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수



주입비율은 70:30 및 호기성조의 통풍방법은 이중통풍으로 한 조건하에서 혐기-호기-혐기 조합형의 혐기성조내 용존산소를 더욱 감소시키기 위해 혐기-호기-무산소, 무산소-호기-혐기 및 무산소-호기-무산소의 3개의 조건으로 공법을 각각 개선하여 오염용수의 수처리 효율을 조사하였다.

혐기성조의 무산소 전환에 따른 오염용수의 수처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-36에서 보는 바와 같다.

소형 오염용수처리장치에서 혐기성조의 무산소 전환에 따른 1차 처리된 오염용수 중의 BOD 및 COD 처리효율은 혐기성조의 무산소 전환에 따라 별 차이 없이 65~66 및 57~60%정도이었으며, T-N 및 T-P의 처리효율은 무산소-호기-혐기와 무산소-호기-무산소가 혐기-호기-혐기와 혐기-호기-무산소에 비해 약간 높은 경향이있다. 이는 1차 처리시 혐기성조보다 용존산소가 거의 없는 무산소에서 질소의 탈질과 인의 흡수가 왕성하게 일어나기 때문으로 사료된다.

1차 처리된 후 2차 처리된 오염용수중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 1차 처리수와 비슷한 경향이였으며, 전반적으로 1차 처리에 비해 처리효율이 향상되었다.

1차 및 2차 처리된 후 3차 처리된 오염용수중의 BOD 및 COD 처리효율은 혐기성조의 무산소 전환에 따라 별 차이 없이 각각 94~95 및 94~97%이었다. T-N 및 T-P의 처리효율은 혐기-호기-무산소 조합형이 다른 조합형에 비해 처리효율이 각각 58 및 84%로 약간 높은 경향이었고, 무산소-호기-혐기와 무산소-호기-무산소 조합형은 오히려 혐기-호기-혐기 조합형에 비해 약간 낮은 경향이였다.

이와 같이 무산소에 의해 질소 및 인의 처리효율이 향상된 것은 혐기성조에 비해 용존산소의 농도가 거의 없기 때문에 혐기성 미생물에 의한 탈질화가 일어나기 위해서는 전자수용체를  $O_2$  대신에  $NO_3$ 를 사용하게 되기 때문이고, 또한 인 흡착미생물도 무산소조에서 인의 흡수가 되기 때문인 것으로 사료된다.

따라서 T-N 및 T-P의 처리효율을 향상시키기 위해서는 혐기-호기-무산소 조합형으로 시공하는 것이 적합할 것으로 사료된다. 그러나 무산소의 조건이 실제 현장 오염용수처리장에서 시공하기가 어렵기 때문에 아직까지는 실용성면에서 혐기-호기-혐기 조합형이 적합할 것으로 사료된다.

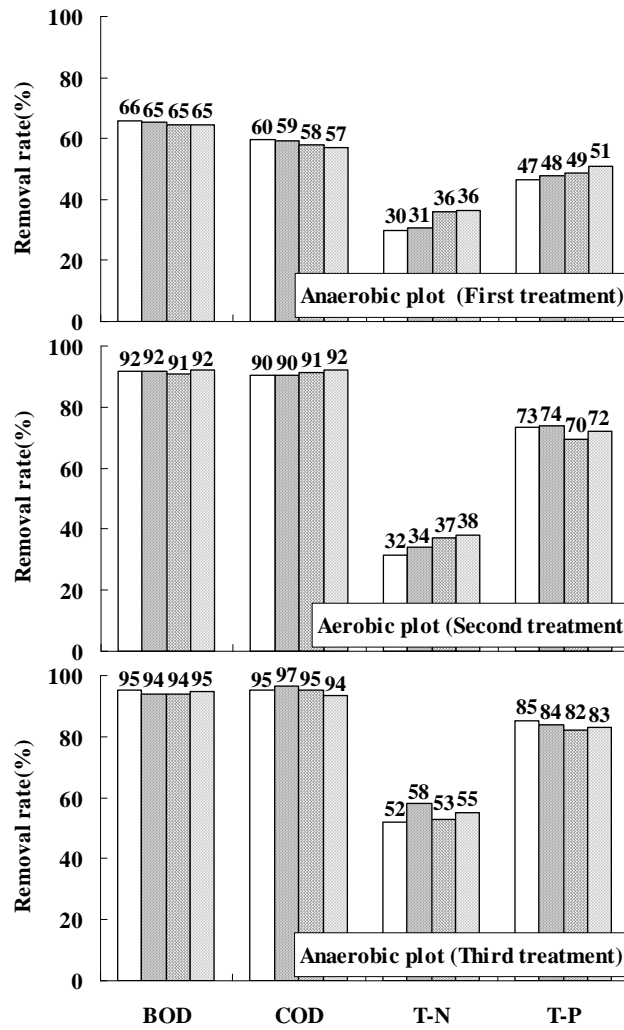


Fig. 3-36. Removal rate of pollutants in the water according to the ratio of anoxic to anaerobic plot in small-scale water treatment apparatus.

- : Anaerobic-aerobic-anaerobic plots,
- ▨: Anaerobic-aerobic-anoxic plots,
- ▩: Anoxic-aerobic-anaerobic plots,
- ▤: Anoxic-aerobic-anoxic plots.

마. 소형 오염용수 처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량

#### 1) 수생식물의 생육상황

소형 오염용수처리장치에서의 수생식물은 호기성조 및 혐기성조에서 오염용수처리 효율을 증가시키고, 여재층 내부에 뿌리가 침투하여 투수속도를 유지하고, 냄새를 방지하며, 주위환경과 조화를 이룰 수 있게 수생식물을 사용해야 하며, 이와 같은 조건을 만족할 수 있는 수생식물의 선정은 오염용수처리장 운영에 밀접한 관계를 맺고 있다. 따라서 본 소형 오염용수처리장치에서는 호기성조에는 갈대를 혐기성조에는 노랑꽃창포, 샷갓사초 및 큰고랭이를 이식하였으며, 이식된 수생식물의 생육상황은 Photo. 3-6에서 보는 바와 같이 수생식물 이식 후 및 수생식물 생육 1, 3, 6 및 9개월 후에 조사하였다.

소형 오염용수처리장치에서 수생식물의 생육은 수생식물이식 후부터 3개월 동안 전반적으로 골고루 성장하고 있었으며, 수생식물 이식 6개월 후인 겨울철에 수생식물은 모두 고사하였다. 하지만 이듬해인 수생식물 이식 9개월 후에 다시 왕성하게 성장하였다.

1차 처리인 혐기성조에서 수생식물은 생육 초기 왕사, 쇠석 및 혼합여재의 수생식물이 방해석의 수생식물에 비해 약간 생육이 좋았으나, 수생식물 이식 1개월 후부터 여재종류에 따라 별 차이 없이 왕성하게 성장하였고, 수생식물 중 노랑꽃창포의 생육이 다른 여재에 비해 가장 왕성하였고, 샷갓사초는 다른 수초에 비해 생육이 약간 저조하였다.

2차 처리인 호기성조에서 수생식물은 생육 초기 여재종류에 상관없이 약간 저조한 생육을 보였으나, 수생식물 이식 1개월 후부터 왕성하게 성장하였다.

3차 처리인 혐기성조에서 수생식물은 1차 처리인 혐기성조에서와 동일한 수생식물을 이식하였으나, 1차 및 2차 처리에서 대부분의 영양염류들이 처리되었기 때문에 전체적인 생육이 약간 저조하였다.

소형 오염용수처리장치에서 혐기성조에 이식된 노랑꽃창포, 샷갓사초 및 큰고랭이와 호기성조에 이식된 갈대의 건물중량은 Table 3-19에서 보는 바와 같다.

1차 처리인 혐기성조에 이식된 수생식물의 건물중량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 왕사에 이식된 노랑꽃창포는 수생식물의 생육 3개월 후의 건물중량이  $301 \text{ g plant}^{-1}$ 로 다른 여재에 이식된 수생식물에 비해 가

장 높았다. 2차 처리인 호기성조에 이식된 수생식물인 갈대의 건물중량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 왕사에 이식된 갈대는 수생식물 생육 6개월 후의 건물중량이  $31.0 \text{ g plant}^{-1}$ 로 다른 여재에 이식된 갈대에 비해 가장 높았다. 3차 처리인 혐기성조에 이식된 수생식물의 건물중량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 왕사에 이식된 노랑꽃창포는 수생식물 생육 3개월 후의 건물중량이  $135 \text{ g plant}^{-1}$ 로 다른 여재에 이식된 수생식물에 비해 가장 높았다.



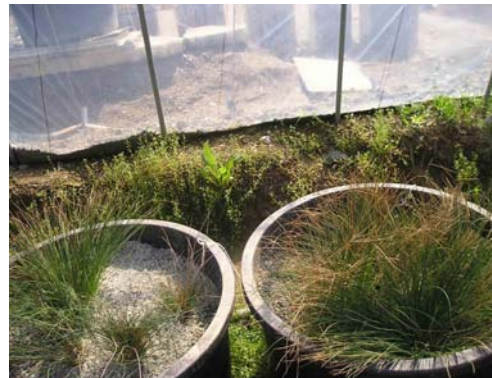
At 1 months after transplanting



At 3 months after transplanting



At 6 months after transplanting



At 9 months after transplanting

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

Table 3-19. Dry weight of water plants at months after transplanting in small-scale water treatment apparatus

(Unit : g plant<sup>-1</sup>)

Filter media	Plot	Bayer code	Dry weight				
			At months after transplanting				
			1	3	6	9	
Coarse sand	Anaerobic	IRIPS	7.6	301	265	280	
		CRXDI	3.3	20	10	16	
		SCPTA	5.4	156	110	124	
	Aerobic	PHRCO	8.4	31	21	29	
		IRIPS	7.1	286	215	254	
		CRXDI	3	19	10	16	
			SCPTA	5.1	135	104	113
Broken stone	Anaerobic	IRIPS	5.5	248	198	236	
		CRXDI	3.9	15	7	14	
		SCPTA	6.1	100	81	102	
	Aerobic	PHRCO	7.9	28	18	25	
		IRIPS	5.1	220	174	200	
		CRXDI	3.7	11	6	9	
			SCPTA	5.7	98	75	78
Calcite	Anaerobic	IRIPS	6.8	204	184	201	
		CRXDI	2.9	11	6	10	
		SCPTA	6.1	98	65	79	
	Aerobic	PHRCO	7.2	19	10	13	
		IRIPS	6.2	187	153	165	
		CRXDI	2.8	9	4	5	
			SCPTA	5.7	74	47	58
Mixed filter media	Anaerobic	IRIPS	6.4	299	224	248	
		CRXDI	3.3	20	12	19	
		SCPTA	5.1	147	111	136	
	Aerobic	PHRCO	6.7	30	21	28	
		IRIPS	5.9	271	243	249	
		CRXDI	3.1	18	11	13	
			SCPTA	4.8	110	87	100

PHRCO : *Phragmites communis* TRINIUS, IRIPS : *Iris pseudoacorus* L,  
 CRXDI : *Carex dispalata* BOOTT, SCPTA : *Scirpus tabernaemontani*. GMEL,  
 Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

## 2) 수생식물의 무기성분 함량

소형 오염용수처리장치에서 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수생식물의 생육시기별 식물체중 무기성분 함량은 Table 3-20~3-24에서 보는 바와 같다.

수생식물의 T-N의 함량은 왕사와 쇠석의 경우 수생식물의 생육 시일이 경과함에 따라 약간씩 증가하거나 별 차이 없었으며, 그 증가량은 미미하였다. 수생식물의 T-P의 함량을 조사한 결과 T-N과 비슷한 경향으로 수생식물의 생육 시일이 경과함에 따라 별 차이 없거나, 약간씩 증가하였다.

소형 오염용수처리장치에서 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수생식물의 생육시기별 수생식물의 무기성분 및 중금속의 함량은 전반적으로 인공 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 비슷하거나 약간씩 증가하는 경향이었다.

Table 3-20. T-N and T-P in the water plants at months after agricultural water treatment in small-scale water treatment apparatus

(Unit : %)

Filter media	Plot	Bayer code	T-N				T-P			
			At months after transplanting							
			1	3	6	9	1	3	6	9
Coarse sand	Anaerobic	IRIPS	1.13	0.97	0.77	1.02	0.3	0.31	0.3	0.3
		CRXDI	0.84	0.82	0.88	0.91	0.11	0.11	0.16	0.21
		SCPTA	0.75	0.97	0.99	1.23	0.08	0.17	0.18	0.39
	Aerobic	PHRCO	1.13	0.94	0.97	0.52	0.26	0.23	0.24	0.22
		IRIPS	1.03	0.84	0.88	0.69	0.28	0.29	0.31	0.29
		CRXDI	0.81	0.63	0.73	0.78	0.11	0.11	0.15	0.14
		SCPTA	0.72	0.87	0.91	1.05	0.09	0.16	0.18	0.27
Broken stone	Anaerobic	IRIPS	0.71	0.96	1.05	1.21	0.09	0.12	0.14	0.21
		CRXDI	0.63	0.81	0.97	1.13	0.09	0.14	0.16	0.25
		SCPTA	0.48	0.73	0.85	1.28	0.04	0.15	0.17	0.22
	Aerobic	PHRCO	0.98	0.94	1.06	1.2	0.16	0.18	0.19	0.22
		IRIPS	0.69	0.81	0.94	1.1	0.09	0.11	0.13	0.25
		CRXDI	0.59	0.74	0.98	1.09	0.1	0.13	0.16	0.28
		SCPTA	0.47	0.71	0.84	1.13	0.05	0.13	0.15	0.26
Calcite	Anaerobic	IRIPS	0.61	0.85	0.75	0.77	1.3	1.7	1.5	1.7
		CRXDI	0.32	0.22	0.2	0.21	0.9	1.0	1.0	1.1
		SCPTA	0.73	0.63	0.53	0.57	0.3	0.33	0.32	0.33
	Aerobic	PHRCO	1.02	0.87	0.64	0.65	1.0	1.2	1.3	1.2
		IRIPS	0.6	0.78	0.72	0.75	1.3	1.8	2.0	1.7
		CRXDI	0.29	0.2	0.19	0.23	0.8	0.9	1.0	1.0
		SCPTA	0.71	0.57	0.51	0.51	0.3	0.34	0.34	0.32
Mixed filter media	Anaerobic	IRIPS	0.8	0.79	0.35	0.62	0.05	0.08	0.09	0.07
		CRXDI	0.55	0.33	0.28	0.35	0.01	0.03	0.04	0.02
		SCPTA	0.63	0.54	0.49	0.51	0.13	0.14	0.16	0.15
	Aerobic	PHRCO	1.39	1.15	1.09	0.12	0.19	0.24	0.29	0.27
		IRIPS	0.8	0.78	0.69	0.48	0.05	0.08	0.09	0.07
		CRXDI	0.54	0.34	0.38	0.3	0.01	0.02	0.03	0.03
		SCPTA	0.63	0.51	0.49	0.49	0.13	0.14	0.16	0.13

PHRCO : Phragmites communis TRINIUS, IRIPS : Iris pseudoacorus L,  
 CRXDI : Carex dispalata BOOTT, SCPTA : Scirpus tabernaemontani. GMEL,  
 Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).



Table 3-21. Inorganic element contents in the water plants at months after agricultural water treatment in small scale water treatment apparatus

(Unit : %)

Filter media	Plot	Bayer code	K				Ca			
			At months after transplanting							
			1	3	6	9	1	3	6	9
Coarse sand	Anaerobic	IRIPS	1.12	1.23	1.28	1.39	0.65	0.52	0.54	0.46
		CRXDI	0.56	0.58	0.6	0.68	0.45	0.42	0.44	0.3
		SCPTA	0.79	0.98	1.02	1.32	0.2	0.15	0.18	0.24
	Aerobic	PHRCO	0.66	0.73	0.78	0.75	0.43	0.5	0.48	0.43
		IRIPS	1.26	1.32	1.36	1.34	0.64	0.52	0.56	0.41
		CRXDI	0.55	0.58	0.61	0.57	0.45	0.41	0.48	0.4
Broken stone	Anaerobic	SCPTA	0.77	0.78	0.81	1.26	0.21	0.15	0.18	0.18
		IRIPS	0.96	0.83	0.95	1.06	0.71	0.21	0.16	0.35
		CRXDI	0.58	0.93	0.99	1.06	0.2	0.29	0.34	0.37
	Aerobic	SCPTA	0.51	0.78	0.84	1.1	0.1	0.21	0.28	0.23
		PHRCO	0.99	0.96	1.01	1.05	0.15	0.14	0.19	0.2
		IRIPS	0.95	0.82	0.95	1.04	0.7	0.2	0.28	0.16
Calcite	Anaerobic	CRXDI	0.57	0.94	0.97	1.21	0.2	0.28	0.29	0.38
		SCPTA	0.52	0.77	0.86	1.11	0.11	0.21	0.27	0.35
		IRIPS	1.06	0.76	0.84	1.36	0.69	0.18	0.15	0.11
	Aerobic	CRXDI	0.48	0.83	0.94	1.53	0.19	0.27	0.33	0.36
		SCPTA	0.42	0.67	0.78	0.96	0.14	0.26	0.31	0.39
		PHRCO	0.82	0.77	0.86	1.15	0.43	0.51	0.54	0.5
Mixed filter media	Anaerobic	IRIPS	1.04	0.71	0.84	1.33	0.52	0.16	0.18	0.13
		CRXDI	0.44	0.8	0.88	1.24	0.17	0.25	0.27	0.34
		SCPTA	0.39	0.61	0.75	1.11	0.41	0.23	0.3	0.26
	Aerobic	IRIPS	0.86	0.98	0.83	0.92	1.04	0.94	0.98	0.95
		CRXDI	0.32	0.25	0.34	0.53	0.76	0.84	0.89	0.82
		SCPTA	0.6	0.44	0.55	0.56	1.71	1.4	1.52	1.21
filter media	Aerobic	PHRCO	1.02	0.86	0.94	1.09	0.55	0.62	0.67	0.58
		IRIPS	1.16	0.98	1.02	1.23	1.03	0.92	0.97	0.83
	Anaerobic	CRXDI	0.49	0.24	0.33	0.48	0.76	0.84	0.86	0.82
		SCPTA	0.69	0.73	0.87	0.66	0.61	0.73	0.81	0.76

PHRCO : Phragmites communis TRINIUS, IRIPS : Iris pseudoacorus L,  
 CRXDI : Carex dispalata BOOTT, SCPTA : Scirpus tabernaemontani. GMEL,  
 Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-22. Inorganic element contents in the water plants at months after agricultural water treatment in small scale water treatment apparatus

(Unit : %)

Filter media	Plot	Bayer code	At months after transplanting							
			Mg				Na			
			1	3	6	9	1	3	6	9
Coarse sand	Anaerobic	IRIPS	0.19	0.13	0.11	0.15	2.16	2.25	2.48	2.36
		CRXDI	0.13	0.12	0.13	0.14	1.64	1.82	1.57	1.62
		SCPTA	0.11	0.23	0.29	0.28	1.13	1.71	1.52	1.35
	Aerobic	PHRCO	0.02	0.01	0.01	0.01	0.09	0.12	0.11	0.1
		IRIPS	0.18	0.14	0.16	0.13	2.15	2.24	2.48	0.29
		CRXDI	0.14	0.13	0.13	0.14	1.63	1.83	1.56	1.71
Broken stone	Anaerobic	SCPTA	0.1	0.23	0.25	0.28	1.12	1.7	1.53	1.62
		IRIPS	0.15	0.15	0.14	0.12	0.16	0.16	0.19	0.18
		CRXDI	0.13	0.1	0.18	0.17	0.13	0.15	0.22	0.18
	Aerobic	SCPTA	0.11	0.11	0.13	0.12	0.13	0.13	0.12	0.11
		PHRCO	0.13	0.14	0.14	0.13	0.1	0.11	0.11	0.12
		IRIPS	0.14	0.13	0.13	0.14	0.14	0.14	0.17	0.16
Calcite	Anaerobic	CRXDI	0.13	0.09	0.18	0.12	0.12	0.14	0.16	0.18
		SCPTA	0.12	0.11	0.14	0.14	0.13	0.12	0.12	0.1
		IRIPS	0.13	0.14	0.11	0.12	0.18	0.2	0.21	0.22
	Aerobic	CRXDI	0.11	0.08	0.12	0.24	0.11	0.16	0.19	0.19
		SCPTA	0.16	0.17	0.19	0.18	0.2	0.18	0.16	0.2
		PHRCO	0.12	0.15	0.16	0.13	0.09	0.1	0.12	0.11
Mixed filter media	Anaerobic	IRIPS	0.12	0.14	0.15	0.08	0.16	0.17	0.18	0.15
		CRXDI	0.11	0.07	0.1	0.15	0.09	0.14	0.18	0.17
		SCPTA	0.18	0.2	0.21	0.16	0.17	0.16	0.15	0.16
	Aerobic	IRIPS	0.1	0.1	0.1	0.07	0.99	1.25	1.42	2.26
		CRXDI	0.01	0.06	0.06	0.05	2.38	2.14	2.01	2.2
		SCPTA	0.01	0.08	0.07	0.11	1.46	1.08	1.03	1.03
media	Aerobic	PHRCO	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.06	0.06	0.05
		IRIPS	0.1	0.09	0.04	0.05	0.98	1.24	1.26	2.25
		CRXDI	0.01	0.05	0.06	0.05	2.27	2.14	2.0	2.19
		SCPTA	0.11	0.08	0.07	0.12	0.45	1.07	1.23	1.02

PHRCO : Phragmites communis TRINIUS, IRIPS : Iris peseudoacorus L,  
 CRXDI : Carex dispalata BOOTT, SCPTA : Scirpus tabernaemontani. GMEL,  
 Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-23. Heavy metals contents in the water plants at months after agricultural water treatment in small scale waters treatment apparatus

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Filter media	Plot	Bayer code	Fe				Mn				
			At months after transplanting of plant								
			1	3	6	9	1	3	6	9	
Coarse sand	Anaerobic	IRIPS	3,152	3,734	4,356	4,821	119	148	154	158	
		CRXDI	2,794	3,082	4,358	4,438	118	122	141	153	
		SCPTA	1,303	1,685	2,393	2,412	104	124	130	137	
	Aerobic	PHRCO	3,963	4,836	4,731	4,621	35	35	53	51	
		Anaerobic	IRIPS	3,147	3,720	4,302	3,965	117	146	147	162
			CRXDI	2,782	3,071	4,311	4,265	118	121	132	132
SCPTA	1,295		1,652	1,842	2,285	103	125	127	126		
Broken stone	Anaerobic	IRIPS	2,647	2,981	3,662	3,581	39	97	112	158	
		CRXDI	2,677	2,785	3,786	3,710	85	105	114	94	
		SCPTA	3,070	3,396	3,847	3,547	146	140	141	158	
	Aerobic	PHRCO	2,502	3,075	2,937	3,015	43	48	56	76	
		Anaerobic	IRIPS	2,617	2,972	3,651	3,394	37	96	100	124
			CRXDI	2,662	2,759	3,737	3,521	84	104	106	95
SCPTA	3,062		3,361	3,481	3,674	142	140	135	140		
Calcite	Anaerobic	IRIPS	2,541	2,814	2,987	3,624	37	90	95	112	
		CRXDI	2,557	2,648	2,874	3,512	81	102	108	89	
		SCPTA	2,984	3,029	3,102	3,398	143	137	142	132	
	Aerobic	PHRCO	2,410	2,948	3,021	2,685	42	46	59	75	
		Anaerobic	IRIPS	2,439	2,786	2,812	3,154	35	88	100	176
			CRXDI	2,456	2,571	2,712	3,159	79	98	107	81
SCPTA	2,814		3,014	3,102	3,321	140	127	132	114		
Mixed filter media	Anaerobic	IRIPS	2,005	8,021	8,124	8,542	28	33	41	62	
		CRXDI	3,265	4,083	5,642	7,358	46	42	46	52	
		SCPTA	3,720	14,647	15,420	3,142	36	82	87	108	
	Aerobic	PHRCO	5,828	6,814	6,945	6,428	41	25	42	59	
		Anaerobic	IRIPS	1,975	7,949	8,421	8,720	27	31	50	55
			CRXDI	3,114	3,994	4,122	7,754	44	40	34	38
SCPTA	3,673		14,601	18,420	30,487	35	82	87	124		

PHRCO : Phragmites communis TRINIUS, IRIPS : Iris pseudoacorus L,  
 CRXDI : Carex dispalata BOOTT, SCPTA : Scirpus tabernaemontani. GMEL,  
 Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-24. Heavy metals contents in the water plants at months after agricultural water treatment in small scale waters treatment apparatus

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Filter media	Plot	Bayer code	Cu				Zn			
			At months after transplanting							
			1	3	6	9	1	3	6	9
Coarse sand	Anaerobic	IRIPS	17	27	28	34	16	24	26	38
		CRXDI	14	22	25	29	11	16	18	34
		SCPTA	7.4	32	33	41	14	21	22	31
	Aerobic	PHRCO	29	33	36	37	32	36	37	37
		IRIPS	16	26	28	38	15	22	20	34
		CRXDI	15	23	28	42	12	17	19	27
Broken stone	Anaerobic	SCPTA	6.8	31	30	46	14	22	21	31
		IRIPS	8.4	22	28	42	9.3	18	15	28
		CRXDI	11	19	15	13	14	17	16	35
	Aerobic	SCPTA	10	13	15	21	11	19	20	22
		PHRCO	38	43	43	41	25	25	24	26
		IRIPS	7	20	22	57	8.7	19	21	21
Calcite	Anaerobic	CRXDI	12	19	14	14	12	16	18	33
		SCPTA	11	14	18	23	10	17	17	30
		IRIPS	7.5	24	26	45	8.7	16	17	25
	Aerobic	CRXDI	10	17	15	18	11	18	16	28
		SCPTA	8	11	15	21	9	16	18	21
		PHRCO	39	40	39	42	28	24	27	36
Mixed filter media	Anaerobic	IRIPS	7.9	22	32	47	7.7	16	18	28
		CRXDI	12	15	14	19	10	19	21	36
		SCPTA	7	13	11	15	10	14	17	22
	Aerobic	IRIPS	2.9	13	13	10	4.1	20	21	33
		CRXDI	3.1	6.2	8.2	16	11	19	18	38
		SCPTA	2.7	10	12.3	20	8.3	19	20	31
media	Anaerobic	PHRCO	14	11	14	17	38	43	42	43
		IRIPS	2.4	12	10	14	3.7	16	18	24
		CRXDI	3	4.3	6	10	8	17	19	32
		SCPTA	2.2	8	10	27	6.3	18	20	24

PHRCO : Phragmites communis TRINIUS, IRIPS : Iris pseudoacorus L,  
 CRXDI : Carex dispalata BOOTT, SCPTA : Scirpus tabernaemontani. GMEL.  
 Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

## 바. 소형 오염용수처리장치에서 사용한 여재의 이화학적 특성

### 1) 여재의 이화학적 특성

소형 오염용수처리장치는 1차 처리인 혐기성조, 2차 처리인 호기성조 및 3차 처리인 혐기성조로 구분하여 여재를 왕사, 쇠석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇠석:방해석 = 1:1:1)를 각각 사용하였고, 그 표면에 수생식물을 이식하였다. 오염용수처리 1, 3, 6 및 9 개월 후의 이화학적인 특성 변화는 혐기성조 및 호기성조를 각각 표층과 심층으로 구분하고 조사하였고, 결과는 Table 3-25~3-30에서 보는 바와 같다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장에서 오염용수 처리처리 시일이 경과함에 따라 사용한 여재의 pH는 왕사의 경우 6.36~7.34로 거의 중성 부근 이었고, 쇠석, 방해석 및 혼합여재의 경우 층위와 오염용수 처리시일에 따라 약간의 차이는 있으나 pH가 7.21~8.76정도로 왕사에 비해 약간 높은 경향이였다. EC는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 모든 여재에서 비슷한 경향으로 0~0.07 dS m<sup>-1</sup>범위였다.

여재의 유기물, T-N 및 T-P의 함량을 조사한 결과 모든 조에서 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 약간씩 증가하는 경향이였고, 특히 호기성조는 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였고, 3차 처리인 혐기성조는 표층과 심층이 별 차이가 없었다.

여재의 기타 무기성분을 조사한 결과 1차 처리인 혐기성조는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 별 차이 없었으며, 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였으나 전반적으로 별 차이 없었고, 2차 처리인 호기성조 및 3차 처리인 혐기성조도 1차 처리인 혐기성조와 비슷한 경향이였다.

여재의 중금속을 조사한 결과 기타 무기성분과 비슷한 경향으로 1차 처리인 혐기성조는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 별 차이 없었으며, 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였으나 전반적으로 별 차이 없었고, 2차 처리인 호기성조 및 3차 처리인 혐기성조는 별 차이 없었다.

Table 3-25. pH, EC and O.M. of filter media at months after agricultural water treatment in anaerobic, aerobic and anaerobic plot treatment

Filter media	Layer	pH (1:5H <sub>2</sub> O)				EC(dS m <sup>-1</sup> )				Organic matter (%)			
		At months after agricultural water treatment											
		1	3	6	9	1	3	6	9	1	3	6	9
Anaerobic plot (First treatment)													
Coarse sand	Surface	7.16	7.01	6.91	7.21	0.05	0.06	0.06	0.05	0.53	0.56	0.61	0.63
	Subsurface	7.00	6.95	6.90	6.52	0.05	0.05	0.06	0.07	0.51	0.55	0.58	0.59
Broken stone	Surface	7.91	8.49	8.52	8.55	0.04	0.05	0.06	0.05	0.85	0.89	0.92	0.89
	Subsurface	8.32	8.34	8.37	8.31	0.05	0.04	0.03	0.04	0.82	0.86	0.90	0.91
Calcite	Surface	8.35	8.04	7.91	7.54	0.12	0.12	0.13	0.11	0.20	0.21	0.23	0.24
	Subsurface	8.51	8.35	8.14	8.11	0.13	0.13	0.13	0.12	0.20	0.20	0.21	0.23
Mixed filter media	Surface	8.49	8.30	8.21	8.30	0.07	0.08	0.08	0.07	0.62	0.66	0.71	0.73
	Subsurface	8.47	7.90	7.64	7.56	0.08	0.09	0.07	0.06	0.46	0.52	0.59	0.60
Aerobic plot (Second treatment)													
Coarse sand	Surface	7.34	6.99	6.47	6.45	0.05	0.05	0.06	0.07	0.52	0.57	0.63	0.71
	Subsurface	7.28	6.88	6.71	6.67	0.05	0.06	0.05	0.06	0.50	0.54	0.58	0.62
Broken stone	Surface	8.68	8.97	8.99	8.54	0.04	0.04	0.06	0.05	0.88	0.91	0.97	1.01
	Subsurface	8.66	8.86	8.91	8.56	0.05	0.05	0.06	0.07	0.49	0.54	0.69	0.75
Calcite	Surface	8.42	8.54	8.62	8.74	0.11	0.12	0.12	0.13	0.22	0.25	0.34	0.45
	Subsurface	8.71	8.64	8.48	8.26	0.12	0.13	0.13	0.13	0.18	0.21	0.26	0.36
Mixed filter media	Surface	8.72	8.69	8.56	8.41	0.07	0.08	0.08	0.07	0.52	0.59	0.62	0.72
	Subsurface	8.76	8.65	8.53	8.42	0.08	0.08	0.09	0.08	0.42	0.47	0.56	0.65
Anaerobic plot (Third treatment)													
Coarse sand	Surface	7.16	6.49	6.36	6.45	0.05	0.05	0.05	0.06	0.51	0.56	0.64	0.71
	Subsurface	7.24	6.90	6.75	6.61	0.05	0.06	0.06	0.07	0.49	0.55	0.62	0.73
Broken stone	Surface	8.32	8.74	8.76	8.75	0.04	0.05	0.07	0.06	0.80	0.87	0.93	1.04
	Subsurface	8.56	8.5	8.47	8.49	0.04	0.04	0.04	0.05	0.79	0.82	0.86	0.97
Calcite	Surface	8.58	8.57	8.51	8.20	0.12	0.11	0.11	0.12	0.22	0.24	0.29	0.35
	Subsurface	8.53	8.67	8.70	8.45	0.13	0.13	0.13	0.11	0.19	0.23	0.27	0.36
Mixed filter media	Surface	8.61	8.49	8.42	8.34	0.08	0.08	0.08	0.07	0.64	0.69	0.75	0.84
	Subsurface	8.69	8.35	8.01	8.05	0.09	0.09	0.10	0.11	0.57	0.61	0.68	0.74

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-26. T-N and T-P contents in filter media at months after agricultural water treatment in anaerobic, aerobic and anaerobic plot treatment  
(Unit : %)

Filter media	Layer	T-N				T-P			
		At months after agricultural water treatment							
		1	3	6	9	1	3	6	9
Anaerobic plot (First treatment)									
Coarse sand	Surface	15.8	38.5	42.1	43.3	23.0	27.8	32.1	34.2
	Subsurface	12.7	21.5	38.4	41.0	20.7	23.9	29.4	31.0
Broken stone	Surface	3.7	19.8	31.7	33.3	21.4	23.8	24.2	26.4
	Subsurface	3.1	21.5	34.2	35.1	11.2	25.9	27.3	29.8
Calcite	Surface	11.3	28.0	36.1	37.6	72.9	74.7	78.6	80.1
	Subsurface	11.0	23.3	30.4	32.4	46.2	49.4	53.3	55.2
Mixed filter media	Surface	10.6	22.5	35.7	37.2	27.4	30.3	34.9	36.5
	Subsurface	7.0	15.5	27.1	29.5	27.5	30.2	33.2	35.7
Aerobic plot (Second treatment)									
Coarse sand	Surface	14.3	32.3	46.4	52.3	26.5	29.6	35.8	37.2
	Subsurface	11.8	20.5	32.5	37.2	22.1	26.1	29.3	30.2
Broken stone	Surface	3.0	14.0	27.6	30.7	17.9	25.1	29.7	31.4
	Subsurface	4.8	22.3	31.7	33.4	14.0	21.9	27.1	29.3
Calcite	Surface	12.1	24.0	38.7	39.0	73.0	76.2	80.6	81.5
	Subsurface	11.2	21.0	31.7	32.9	45.4	49.4	52.3	54.0
Mixed filter media	Surface	14.5	27.5	36.4	37.4	24.7	31.0	37.5	40.1
	Subsurface	10.5	20.5	31.6	33.5	20.0	26.7	31.8	34.8
Anaerobic plot (Third treatment)									
Coarse sand	Surface	15.2	21.5	32.4	35.2	18.9	24.8	29.1	33.2
	Subsurface	11.1	20.2	29.3	33.6	14.5	15.9	17.4	19.4
Broken stone	Surface	3.6	17.0	28.2	31.5	17.2	24.8	30.1	32.7
	Subsurface	3.2	10.5	22.3	26.4	15.5	16.6	24.2	27.8
Calcite	Surface	12.5	24.5	29.8	32.5	73.9	76.5	80.1	82.6
	Subsurface	11.0	17.0	26.9	39.8	51.7	56.8	62.7	68.5
Mixed filter media	Surface	12.5	24.0	35.7	36.1	34.1	40.7	47.4	49.6
	Subsurface	11.5	21.0	31.1	32.8	25.3	31.6	38.8	41.3

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-27. K and Ca contents in filter media at months after agricultural water treatment in anaerobic, aerobic and anaerobic plot treatment  
(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Filter media	Layer	K				Ca			
		At months after agricultural water treatment							
		1	3	6	9	1	3	6	9
Anaerobic plot (First treatment)									
Coarse sand	Surface	1,84,5	1,875	1,941	2,011	2,215	2,228	2,246	2,278
	Subsurface	1,608	1,634	1,678	1,720	2,210	2,312	2,421	2,515
Broken stone	Surface	1,003	1,143	1,371	1,414	1,098	1,114	1,282	1,355
	Subsurface	1,560	1,720	1,867	1,922	1,185	1,259	1,388	1,422
Calcite	Surface	35	37	39	40	8,737	8,767	8,781	8,715
	Subsurface	47	48	50	52	8,774	8,788	8,898	8,955
Mixed filter media	Surface	2,020	2,131	2,371	2,407	3,280	3,372	3,472	3,522
	Subsurface	2,240	2,421	2,509	2,615	3,143	3,247	3,501	3,626
Aerobic plot (Second treatment)									
Coarse sand	Surface	1,820	1,935	2,017	2,150	2,226	2,332	2,446	2,541
	Subsurface	1,878	1,981	2,103	2,156	2,245	2,347	2,450	2,516
Broken stone	Surface	1,078	1,184	1,321	1,410	1,012	1,151	1,273	1,380
	Subsurface	1,304	1,557	1,741	1,851	1,132	1,232	1,415	1,511
Calcite	Surface	42	44	49	52	8,704	8,781	8,843	8,924
	Subsurface	56	59	61	68	8,786	8,821	8,976	9,010
Mixed filter media	Surface	2,080	2,191	2,476	2,557	3,562	3,724	3,901	4,011
	Subsurface	2,760	2,816	2,991	3,004	3,226	3,240	3,619	3,622
Anaerobic plot (Third treatment)									
Coarse sand	Surface	2,705	2,843	2,947	3,002	2,139	2,337	2,551	2,511
	Subsurface	1,033	1,276	1,437	1,520	2,174	2,411	2,868	2,894
Broken stone	Surface	1,075	1,137	1,207	1,311	1,064	1,072	1,083	1,124
	Subsurface	1,375	1,591	1,721	1,814	1,148	1,217	1,325	1,322
Calcite	Surface	39	40	49	52	8,643	8,762	8,910	9,211
	Subsurface	50	51	53	52	8,420	8,530	8,722	9,254
Mixed filter media	Surface	2,050	2,227	2,533	2,541	3,267	3,739	3,943	4,128
	Subsurface	2,370	2,771	2,981	2,911	2,803	3,050	3,357	3,849

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).



Table 3-28. Mg and Na contents in filter media at months after agricultural water treatment in anaerobic, aerobic and anaerobic plot treatment  
(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Filter media	Layer	Mg				Na			
		At months after agricultural water treatment							
		1	3	6	9	1	3	6	9
Anaerobic plot (First treatment)									
Coarse sand	Surface	495	521	565	575	482	498	519	622
	Subsurface	333	457	562	578	479	481	508	568
Broken stone	Surface	1,857	1,917	2,285	2,355	145	157	161	176
	Subsurface	1,229	1,339	1,403	1,524	137	139	142	155
Calcite	Surface	9,614	9,765	10,312	10,326	150	201	271	280
	Subsurface	9,566	9,601	10,023	10,012	135	171	231	245
Mixed filter media	Surface	2,967	3,027	3,137	31,250	345	405	468	478
	Subsurface	2,126	2,317	2,692	2,718	355	412	463	477
Aerobic plot (Second treatment)									
Coarse sand	Surface	455	474	517	479	477	483	497	512
	Subsurface	446	462	491	488	464	472	489	474
Broken stone	Surface	1,764	1,812	1,999	1,926	141	151	207	211
	Subsurface	1,237	1,371	1,406	1,453	134	146	207	254
Calcite	Surface	9,156	9,501	9,861	9,875	145	174	225	213
	Subsurface	8,867	9,121	9,672	9,685	135	157	218	241
Mixed filter media	Surface	2,367	3,009	3,511	3,650	385	408	524	546
	Subsurface	2,067	2,423	3,015	3,054	365	405	503	528
Anaerobic plot (Third treatment)									
Coarse sand	Surface	459	528	586	592	459	473	491	501
	Subsurface	399	411	551	563	42.9	448	475	495
Broken stone	Surface	1,387	1,406	1,482	1,521	130	139	147	156
	Subsurface	1,449	1,511	1,592	1,622	129	134	150	164
Calcite	Surface	9,187	9,642	9,903	9,956	125	153	173	181
	Subsurface	9,436	9,712	10,016	10,025	132	142	198	202
Mixed filter media	Surface	3,567	3,651	3,823	3,856	329	342	361	374
	Subsurface	3,224	3,651	3,937	4,015	345	381	413	422

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-29. Fe and Mn contents in filter media at months after agricultural water treatment in anaerobic, aerobic and anaerobic plot  
(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Filter media	Layer	Fe				Mn			
		At months after agricultural water treatment							
		1	3	6	9	1	3	6	9
Anaerobic plot (First treatment)									
Coarse sand	Surface	2,185	2,214	2,321	2,402	58.4	60.4	63.2	69.5
	Subsurface	2,053	2,104	2,205	2,268	56.4	59.3	62.7	64.1
Broken stone	Surface	4,760	4,824	4,941	5,112	289	312	341	351
	Subsurface	4,488	4,514	4,682	4,795	145	166	187	195
Calcite	Surface	5,190	5,231	5,357	5,460	201	231	274	289
	Subsurface	5,080	5,103	5,386	5,469	191	221	261	277
Mixed filter media	Surface	3,550	3,648	3,768	3,895	250	271	310	322
	Subsurface	3,000	3,102	3,251	3,354	192	212	249	268
Aerobic plot (Second treatment)									
Coarse sand	Surface	2,160	2,203	2,671	2,744	57.0	60.1	66.4	70.5
	Subsurface	2,088	2,113	2,561	2,587	52.3	54.2	59.2	60.5
Broken stone	Surface	4,150	4,920	5,141	5,168	211	314	316	336
	Subsurface	4,598	4,618	4,694	4,824	183	194	211	225
Calcite	Surface	5,124	5,326	5,794	5,854	227	261	283	297
	Subsurface	5,022	5,291	5,627	5,751	194	211	243	264
Mixed filter media	Surface	3,421	3,521	3,598	3,964	280	290	300	341
	Subsurface	3,904	4,102	4,211	4,241	181	190	209	226
Anaerobic plot (Third treatment)									
Coarse sand	Surface	2,115	2,392	2,561	2,659	50.9	59.1	68.1	70.6
	Subsurface	2,098	2,237	2,473	2,568	57.1	64.1	75.9	79.4
Broken stone	Surface	4,490	4,516	4,837	4,978	285	302	332	356
	Subsurface	4,333	4,691	4,731	4,881	140	243	293	305
Calcite	Surface	5,177	5,312	5,499	5,564	218	273	298	312
	Subsurface	5,010	5,196	5,319	5,468	212	272	310	326
Mixed filter media	Surface	3,129	3,237	3,302	3,469	300	324	352	387
	Subsurface	3,636	3,719	3,803	3,948	154	188	211	236

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-30. Cu and Zn contents in filter media at months after agricultural water treatment in anaerobic, aerobic and anaerobic plot

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

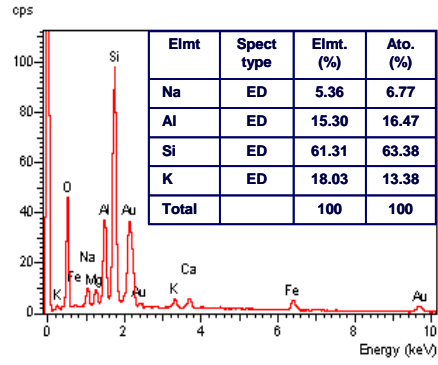
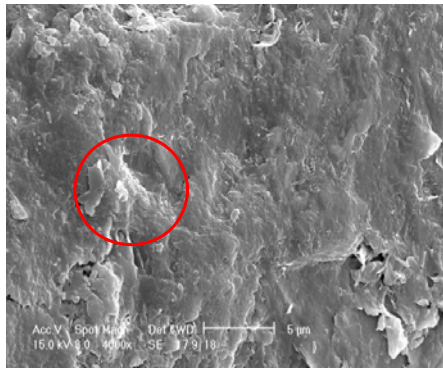
Filter media	Layer	Cu				Zn			
		At months after agricultural water treatment							
		1	3	6	9	1	3	6	9
Anaerobic plot (First treatment)									
Coarse sand	Surface	0.18	0.20	0.21	0.22	17.1	18.1	20.3	21.4
	Subsurface	0.20	0.21	0.28	0.31	15.1	15.4	19.7	20.8
Broken stone	Surface	2.96	3.10	3.61	3.70	18.1	18.8	19.4	20.4
	Subsurface	2.56	3.04	3.44	3.55	19.9	20.2	21.0	22.1
Calcite	Surface	2.66	3.12	3.72	3.81	164	214	288	294
	Subsurface	1.62	2.13	2.49	2.55	120	183	210	215
Mixed filter media	Surface	2.60	2.97	3.27	3.30	102	167	209	216
	Subsurface	1.52	1.76	2.20	2.34	178	243	291	305
Aerobic plot (Second treatment)									
Coarse sand	Surface	0.17	0.21	0.27	0.31	17.2	18.4	21.8	22.6
	Subsurface	0.13	0.19	0.25	0.35	16.6	17.1	19.8	20.6
Broken stone	Surface	2.19	2.24	3.06	3.25	16.8	17.2	17.6	21.6
	Subsurface	1.44	2.10	3.21	3.36	16.2	16.7	17.3	20.8
Calcite	Surface	2.50	2.97	3.35	3.49	151	162	204	226
	Subsurface	1.50	1.97	2.30	2.69	108	154	211	234
Mixed filter media	Surface	2.40	2.84	3.10	3.68	122	164	206	258
	Subsurface	1.34	1.79	2.09	2.15	178	209	276	298
Anaerobic plot (Third treatment)									
Coarse sand	Surface	0.11	0.19	0.21	0.34	13.4	18.8	24.1	26.2
	Subsurface	0.08	0.12	0.18	0.36	15.5	16.0	26.6	27.1
Broken stone	Surface	2.39	2.44	2.61	2.78	12.9	13.5	14.1	15.0
	Subsurface	1.09	1.15	1.24	1.36	14.1	15.1	19.7	20.6
Calcite	Surface	2.04	2.44	2.51	2.89	130	191	212	222
	Subsurface	0.88	1.06	1.22	1.64	160	237	310	319
Mixed filter media	Surface	2.40	3.03	3.23	3.64	122	196	2.27	2.38
	Subsurface	2.48	3.09	3.21	3.78	168	209	386	399

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

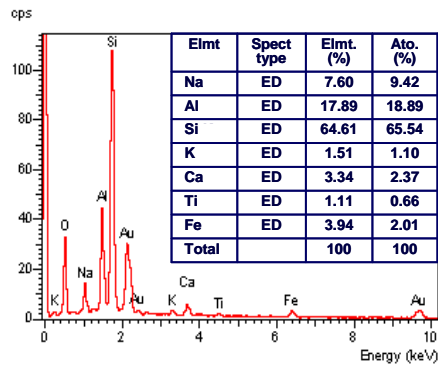
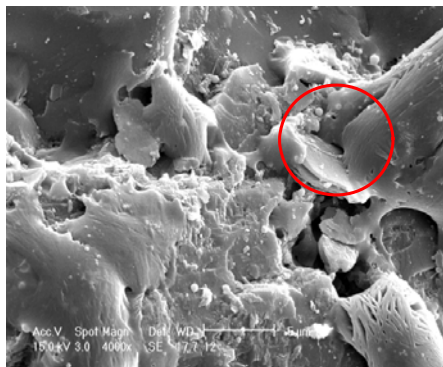
## 2) 여재표면의 무기성분 흡착특성

소형 오염용수처리장치에서의 오염용수처리 6개월 후 여재표면의 무기성분을 SEM 및 EDS로 분석한 결과는 Fig. 3-37~3-39에서 보는 바와 같다.

왕사, 쇄석 및 방해석의 경우 오염용수 처리 6개월 후의 여재 표면은 원여재에 없었던 미생물이 부착되어 있었으며, Fig. 3-35~3-37에서 보는바와 같이 원여재의 표면에서 찾아 볼 수 없었던 P, Ca, Fe, Na 및 Mg등의 무기성분 함량이 증가 하였다. 특히 방해석의 경우 Fig. 3-39에서 보는 바와 같이 Na, Mg 및 Fe 등의 무기성분외에 P의 함량이 급격히 증가하였다. 이는 방해석의 성분이 대부분  $\text{CaCO}_3$ 로 구성되어 있기 때문에 Ca와 P의 결합에 의해 Ca-P형태로 여재의 표면에 흡착 및 침전되었기 때문인 것으로 판단된다.

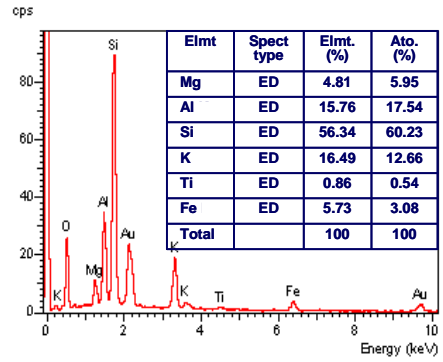
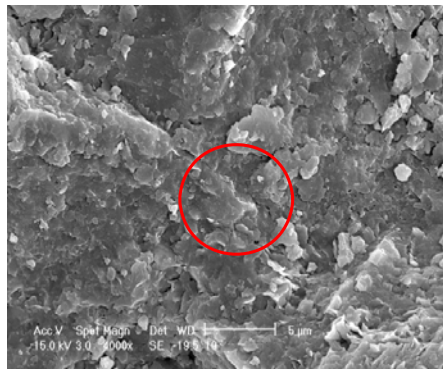


Raw coarse sand

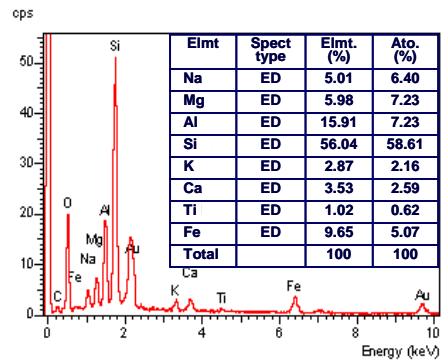
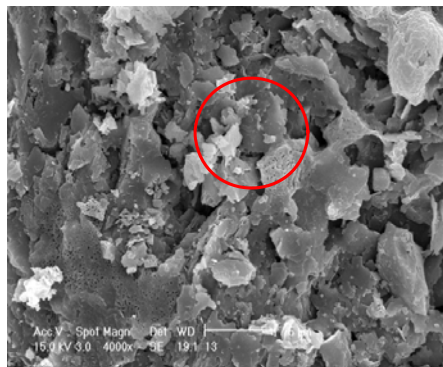


Coarse sand surface at 6 months after agricultural water treatment

Fig. 3-37. SEM (Scanning Electron Micrograph) and EDS (Energy Dispersive Spectroscopy) of coarse sand surface at 0 and 6 months after agricultural water treatment in small-scale water treatment plant.

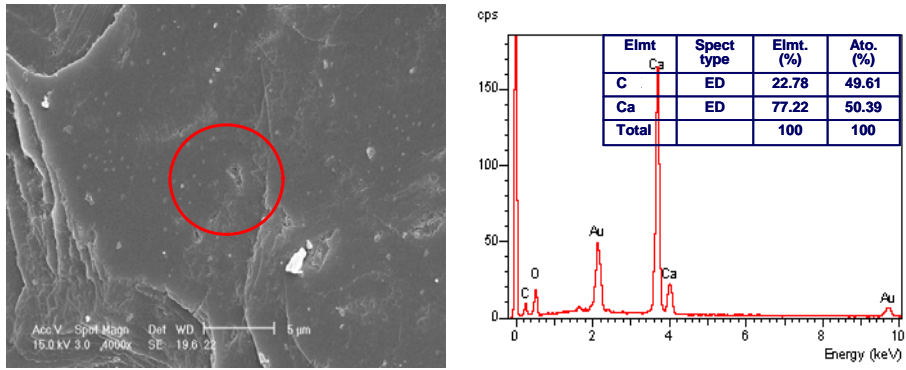


Raw broken stone

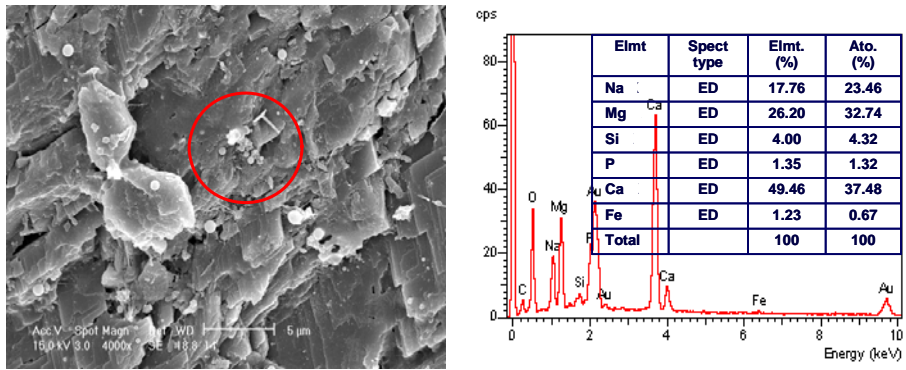


Broken stone surface at 6 months after agricultural water treatment

Fig. 3-38. SEM (Scanning Electron Micrograph) and EDS (Energy Dispersive Spectroscopy) of broken stone surface at 0 and 6 months after agricultural water treatment in small-scale water treatment plant.



Raw calcite



Calcite surface at 6 months after agricultural water treatment

Fig. 3-39. SEM (Scanning Electron Micrograph) and EDS (Energy Dispersive Spectroscopy) of calcite surface at 0 and 6 months after agricultural water treatment in small-scale water treatment plant.

## 사. 소형 오염용수처리장치에서의 미생물상 조사

### 1) 여재 표면의 미생물상

소형 오염용수처리장치에서 오염용수처리 시기별 여재 표면의 미생물상 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-40~3-42에서 보는 바와 같다.

전반적인 미생물상의 밀도 분포는 1차 처리인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두에서 총세균이 가장 많았으며, 박테리아 및 셀룰로스분해균도 많이 분포되어 있었고, 특히 모든 미생물은 전반적으로 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 분포한 것은 호기성조의 공기 유입이 원활하여 미생물이 성장하기 좋은 조건이기 때문인 것으로 사료된다. 그리고 질소대사에 관련하는 미생물의 밀도분포에서 호기성조에서는 암모니아 산화세균이 많았으며, 혐기성조에서는 탈질균과 질산환원균이 많았다. 이는 미생물이 호기적인 조건에서는 암모니아를 산화시켜  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로 전환되는 질산화작용이 주된 질소의 대사과정이기 때문이며, 혐기적인 조건에서는 호기성조에서 산화된  $\text{NO}_3\text{-N}$ 을  $\text{N}_2$ 와  $\text{N}_2\text{O}$ 로 휘산시키는 탈질작용이 주된 질소의 대사과정이기 때문인 것으로 생각된다. 그리고 모든 미생물상은 처리 시일이 경과 할수록 미생물 수가 증가하는 경향이었다.



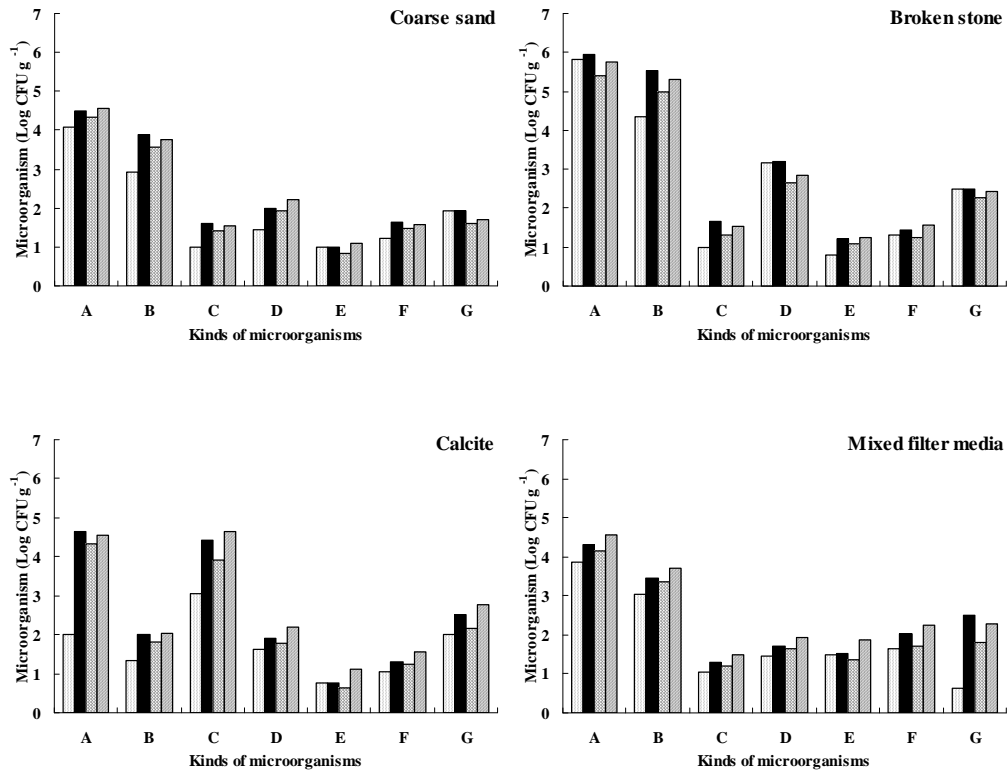


Fig. 3-40. Variation of microorganism in anaerobic plot (First treatment) at months after agricultural water treatment in small-scale water treatment apparatus.

▤ : At 1 month after treatment,

■ : At 3 months after treatment,

▨ : At 6 months after treatment,

▧ : At 9 months after treatment.

A : Total bacteria,

B : General bacteria,

C : Fungi,

D : Cellulose decomposing bacteria,

E : Ammonia oxidation bacteria, F : Nitrite bacteria,

G : Nitrification bacteria,

H : Nitrite reduction bacteria.

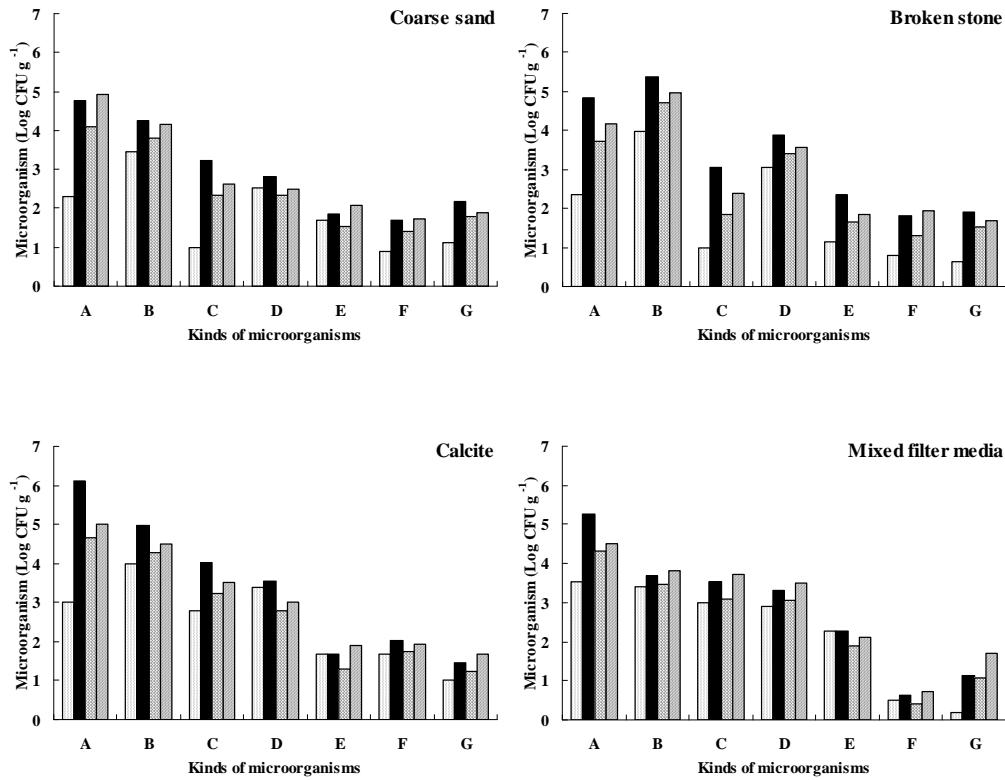


Fig. 3-41. Variation of microorganism in anaerobic plot (Second treatment) at months after agricultural water treatment in small-scale water treatment apparatus.

▤ : At 1 month after treatment,

■ : At 3 months after treatment,

▨ : At 6 months after treatment,

▧ : At 9 months after treatment.

A : Total bacteria,

B : General bacteria,

C : Fungi,

D : Cellulose decomposing bacteria,

E : Ammonia oxidation bacteria, F : Nitrite bacteria,

G : Nitrification bacteria,

H : Nitrite reduction bacteria.

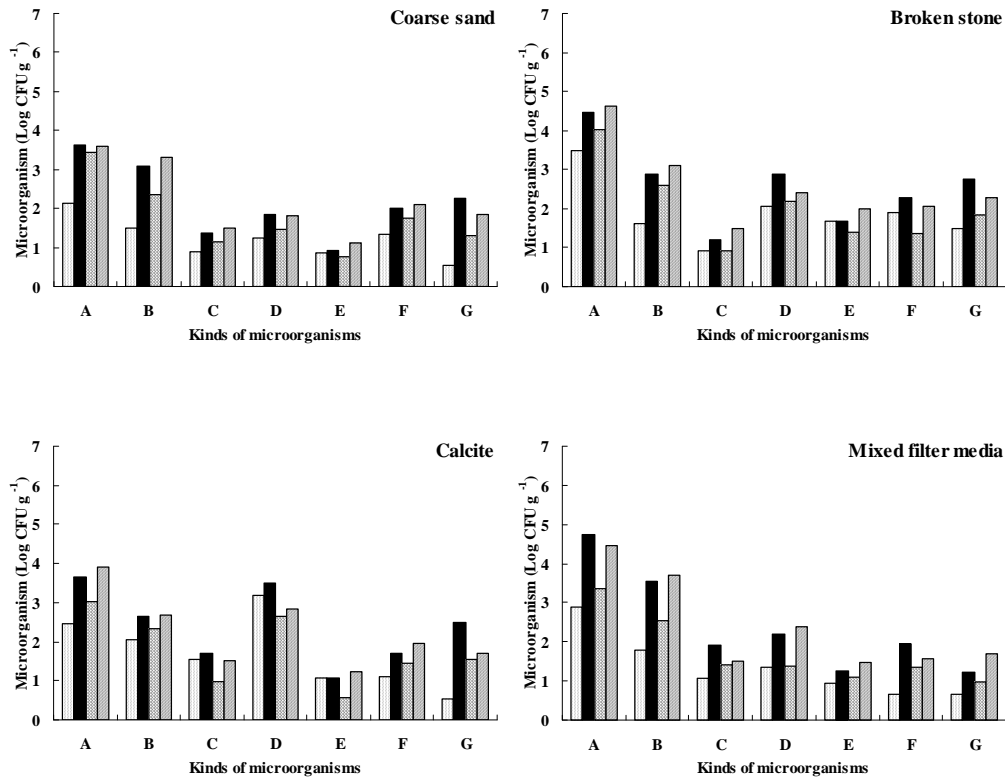


Fig. 3-42. Variation of microorganism in aerobic plot (Third treatment) at months after agricultural water treatment in small-scale water treatment apparatus.

▤ : At 1 month after treatment,

■ : At 3 months after treatment,

⊠ : At 6 months after treatment,

▨ : At 9 months after treatment.

A : Total bacteria,

B : General bacteria,

C : Fungi,

D : Cellulose decomposing bacteria,

E : Ammonia oxidation bacteria, F : Nitrite bacteria,

G : Nitrification bacteria,

H : Nitrite reduction bacteria.

2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량

소형 오염용수처리장치에서 오염용수처리 시일별 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량변화를 조사한 결과는 Table 3-31~3-32에서 보는 바와 같다.

생물막 총 함량은 전반적으로 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이었고, 2차 처리인 호기성조는 1차 처리인 혐기성조와 3차 처리인 혐기성조에 비해 약간 높은 경향이였다. 이와 같은 결과는 호기성조가 혐기성조에 비해 미생물의 생육이 왕성하여 여재표면에 생물막 총 함량이 증가된 것으로 사료된다. 여재종류별 생물막 총 함량은 쇄석이 다른여재의 생물막 총 함량에 비해 높았다.

생물막 중 T-P 함량은 전반적으로 생물막 총 함량과 비슷한 경향으로 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이었고, 2차 처리인 호기성조는 1차 처리인 혐기성조와 3차 처리인 혐기성조에 비해 약간 높은 경향이였다. 생물막 중 T-P 함량은 방해석이 다른 여재에 비해 약간 높은 경향이였다.

Table 3-31. Bio-membrane contents in filter media surface at month after agricultural water treatment in small-scale water treatment apparatus (Unit : %)

Filter media	Bed	At months after agricultural water treatment			
		1	3	6	9
Coarse sand	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	0.53	0.56	0.61	0.75
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	0.52	0.57	0.63	0.71
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	0.51	0.56	0.64	0.73
Broken stone	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	0.85	0.89	0.92	0.98
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	0.88	0.91	0.97	1.02
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	0.80	0.87	0.93	0.97
Calcite	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	0.20	0.21	0.23	0.33
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	0.22	0.25	0.34	0.38
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	0.22	0.24	0.29	0.39
Mixed filter media	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	0.62	0.66	0.71	0.81
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	0.52	0.59	0.62	0.75
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	0.64	0.69	0.75	0.86

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

Table 3-32. T-P contents of bio-membrane in filter media surface at month after agricultural water treatment in small-scale water treatment apparatus

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

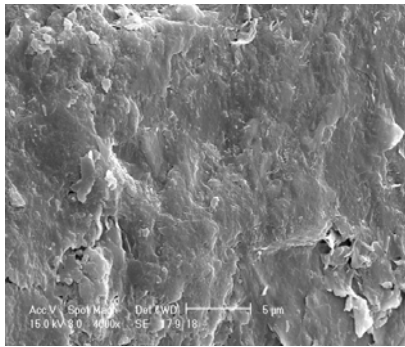
Filter media	Bed	At months after agricultural water treatment			
		1	3	6	9
Coarse sand	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	23.0	27.8	32.1	33.2
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	26.5	29.6	35.8	36.5
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	18.9	24.8	29.1	30.1
Broken stone	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	21.4	23.8	24.2	24.9
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	17.9	25.1	29.7	30.7
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	17.2	24.8	30.1	31.4
Calcite	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	72.9	74.7	78.6	79.5
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	73.0	76.2	80.6	81.9
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	73.9	76.5	80.1	81.4
Mixed filter media	Anaerobic bed (1 <sup>st</sup> treatment)	27.4	30.3	34.9	35.5
	Aerobic bed (2 <sup>nd</sup> treatment)	24.7	31.0	37.5	38.0
	Anaerobic bed (3 <sup>rd</sup> treatment)	34.1	40.7	47.7	49.6

Mixed filter media (coarse sand : broken stone : calcite = 1 : 1 : 1).

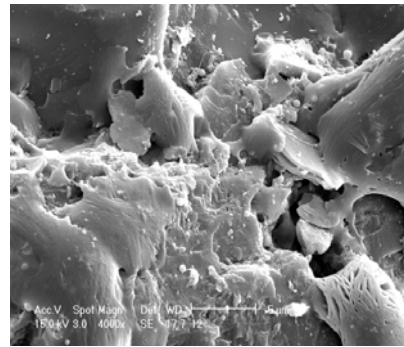
3) 여재 표면의 생물막 부착상태

소형 오염용수처리장치에서의 오염용수처리 6개월 후 여재의 생물막 부착상태를 SEM으로 조사한 결과는 Fig. 3-43~3-45에서 보는 바와 같다.

왕사, 쇠석 및 방해석의 경우 오염용수 처리 6개월 후의 여재 표면은 원여재에 없었던 미생물이 왕성하게 부착되어 있는 것을 관찰할 수 있었으며, 특히 왕사의 표면에 미생물이 다량 부착되어 있음을 확인할 수 있었다.

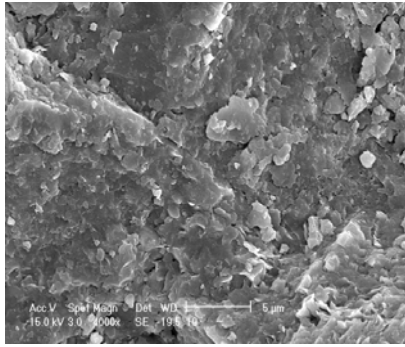


**Raw coarse sand**

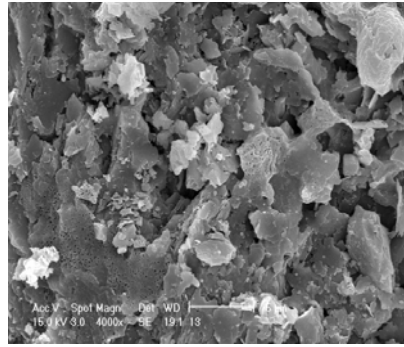


**Coarse sand at 6 month after  
agricultural water treatment**

Fig. 3-43. SEM (Scanning Electron Micrograph) of coarse sand surface at 6 month after agricultural water treatment in small-scale water treatment plant.

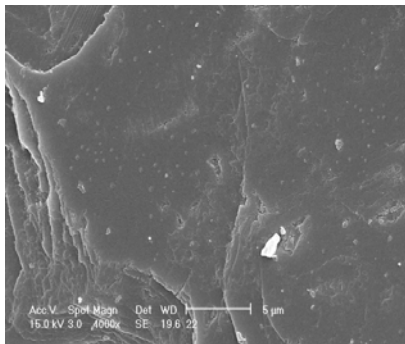


**Raw Broken stone**

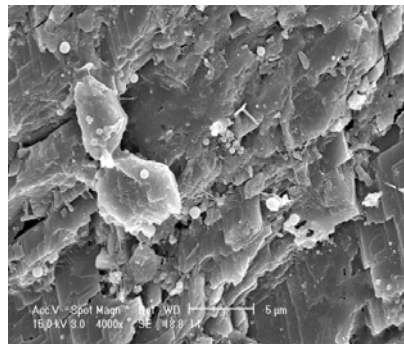


**Broken stone at 6 month after  
agricultural water treatment**

Fig. 3-44. SEM (Scanning Electron Micrograph) of broken stone surface at 6 month after agricultural water treatment in small-scale water treatment plant.



**Raw Calcite**



**Calcite at 6 month after  
agricultural water treatment**

Fig. 3-45. SEM (Scanning Electron Micrograph) of calcite surface at 6 month after agricultural water treatment in small-scale water treatment plant.



## 2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발

### 가. 현장 오염용수처리장에서의 수처리 효율

#### 1) 오염용수의 처리공법에 따른 수처리 효율

오염용수 처리공법에 따른 수처리 효율 조사는 자연정화공법에 의한 현장 오염용수처리장을 혐기-호기-혐기 조합형과 호기-혐기 조합형의 2개의 조건으로 나누어 각각 한 달 동안 시설원예지대에서 유출되는 오염용수를 자연유하식으로 주입한 조건하에서 수처리 효율을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 오염용수 중 pH, EC 및 DO농도를 조사한 결과는 Table 3-33에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 pH는 7.58로 중성이었으며, 혐기-호기-혐기 조합형과 호기-혐기 조합형 오염용수처리장의 1, 2 및 3차 처리수 중 pH는 오염용수 처리공법에 따라 별 차이 없었으며, 오염용수 원수와도 유사하였다. 오염용수 원수의 EC는  $0.33 \text{ dS m}^{-1}$ 이었고, 혐기-호기-혐기 조합형과 호기-혐기 조합형 오염용수처리장의 1, 2 및 3차 처리수 중 EC도 pH와 비슷한 경향으로 오염용수 처리공법에 따라 별 차이 없었다.

오염용수 원수의 DO농도는  $4.08 \text{ mg L}^{-1}$ 이었고, 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서의 DO농도는 1차 처리인 혐기성조 처리수에서  $3.10 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 약간 낮아졌으며, 2차 처리인 호기성조 처리수에서  $8.43 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 1차 처리수에 비해 급격히 증가하였고, 3차 처리인 혐기성조 처리수에서  $6.65 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 2차 처리인 호기성조 처리수에 비해 다시 낮아지는 경향이였다. 이와 같이 호기성조에서 DO가 급격히 증가하는 것은 호기성조에 설치된 이중통기관을 설치하여 자연통풍이 되게 하므로 여재층에 원활한 산소의 공급과 수생식물에 의한 뿌리주위의 산소공급이 왕성하기 때문으로 사료되었다. 호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서의 DO 농도도 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장의 호기성조와 혐기성조와 유사한 경향으로 1차 처리인 호기성조 처리수에서  $8.38 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 급격히 증가하였고, 2차 처리인 혐기성조 처리수에서  $6.73 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 1차 처리인 호기성조 처리수에 비해 다시 낮아지는 경향이였다.

Table 3-33. pH, EC and DO of the water according to the agricultural water treatment system in agricultural water treatment plant

Items	Treatment systems in water treatment plant					
	Raw water	Anaerobic-aerobic-anaerobic condition system			Aerobic-anaerobic condition system	
		Treated water in anaerobic bed	Treated water in aerobic bed	Treated water in anaerobic bed	Treated water in aerobic bed	Treated water in anaerobic bed
pH	7.58	7.65	7.78	7.74	7.68	7.85
EC (dS m <sup>-1</sup> )	0.33	0.36	0.34	0.35	0.38	0.39
DO (mg L <sup>-1</sup> )	4.08	3.10	8.43	6.65	8.38	6.73

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 BOD 처리효율은 Fig. 3-46에서 보는 바와 같다.

오염용수 처리공법에 따른 BOD 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 혐기성조 처리수가 59.6%, 2차 처리인 호기성조 처리수가 87.5% 및 3차 처리인 방류수가 94.8%로 대부분의 BOD는 2차 처리인 호기성조에서 처리되었고, 호기-혐기 공법의 경우 1차 처리인 호기성조가 72.3% 및 2차 처리인 혐기성조가 90.9%로 혐기-호기-혐기 조합형 공법과 유사한 경향이였다. 이는 2차 처리인 호기성조에서 이중통기관의 자연통풍과 수생식물에 의한 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 대부분의 유기물이 호기성조에서 처리되는 것으로 사료되었다 (이 등, 1994).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리공법에 따른 BOD 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법이 호기-혐기 조합형 공법에 비해 약간 높았으나, 혐기-호기-혐기 조합형 공법의 경우 3차 처리이고, 호기-혐기 공법의 경우 2차 처리이기 때문에 실제 처리효율성면에서는 두 공법 모두 비슷할 것으로 판단되며, 유기물 처리를 위해서는 두 공법 모두 적용이 가능할 것으로 판단된다.

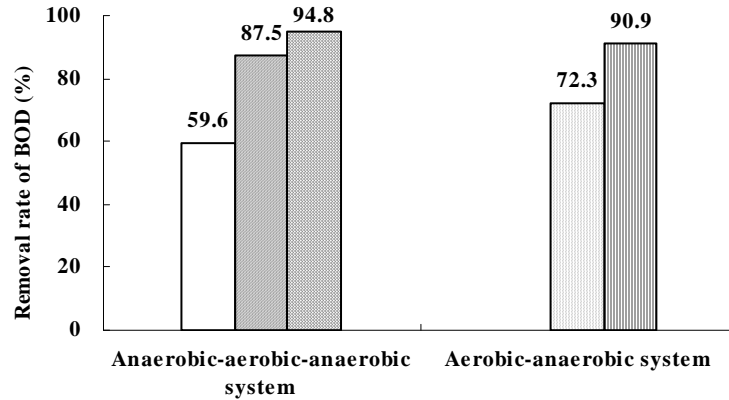


Fig. 3-46. Removal rate of BOD in the water according to the agricultural water treatment system in agricultural water treatment plant.

- : Treated water in anaerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▨ : Treated water in aerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment),
- ▩ : Treated water in anaerobic bed (3<sup>rd</sup> treatment),
- ▧ : Treated water in aerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▦ : Treated water in anaerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment).

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 COD 처리효율은 Fig. 3-47에서 보는 바와 같다.

오염용수 처리공법에 따른 COD 처리효율은 BOD와 유사한 경향으로 혐기-호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 혐기성조 처리수가 51.3% 2차 처리인 호기성조 처리수가 79.6% 및 3차 처리인 방류수가 90.3%로 대부분의 COD는 2차 처리인 호기성조에서 대부분 처리되었고, 호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 호기성조가 69.7% 및 2차 처리인 혐기성조가 84.7%로 혐기-호기-혐기 조합형 공법과 유사한 경향으로 대부분의 COD는 1차 호기성조에서 처리되었다. 이는 호기성조에서 이중 통기관의 자연통풍과 수생식물에 의한 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 대부분의 유기물이 호기성조에서 처리되는 것으로 사료되었다 (이 등, 1994).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리공법에 따른 COD 처리효율은 BOD와 유사한 경향으로 혐기-호기-혐기 조합형 공법이 호기-혐기 조합형 공법에 비해 약

간 높았으나, 유기물 처리를 위해서는 두 공법 모두 적용이 가능할 것으로 판단된다. 이와 같이 BOD와 COD의 처리효율이 유사한 것은 오염용수가 대부분 퇴비나 비료 등의 과다시비로 인해 유출되는 유기물로서 이는 식물이나 미생물에 의해 분해가 용이한 유기물이 많이 포함되어 있기 때문인 것으로 사료되었다 (윤 등, 1999).

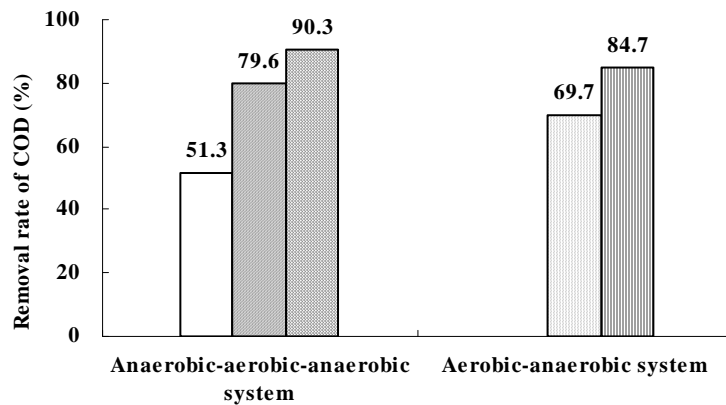


Fig. 3-47. Removal rate of COD in the water according to the agricultural water treatment system in agricultural water treatment plant.

- : Treated water in anaerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▨ : Treated water in aerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment),
- ⊗ : Treated water in anaerobic bed (3<sup>rd</sup> treatment),
- ▤ : Treated water in aerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▧ : Treated water in anaerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment).

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 SS 처리효율은 Fig. 3-48에서 보는 바와 같다.

오염용수 처리공법에 따른 SS 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 혐기성조 처리수가 69.8%, 2차 처리인 호기성조 처리수가 91.8% 및 3차 처리인 방류수가 96.4%로 SS 처리는 1차 처리인 혐기성조에서 대부분 처리되었고, 호기-혐기 공법의 경우 1차 처리인 호기성조가 77.6% 및 2차 처리인 혐기성조가 93.5%로 호기-혐기 조합형 공법이 혐기-호기-혐기 조합형 공법에 비해 미미하게 낮

은 결과를 보였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 공법에 따른 SS 처리효율은 오염용수 처리 공법에 따라 별 차이가 없이 높은 처리효율을 보였다. 이는 두 공법 모두 주로 여재에 의한 여과가 주된 처리이기 때문이다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 SS를 일으키는 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염 성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수 및 기타 화학 반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (김, 2000; 조, 2003).

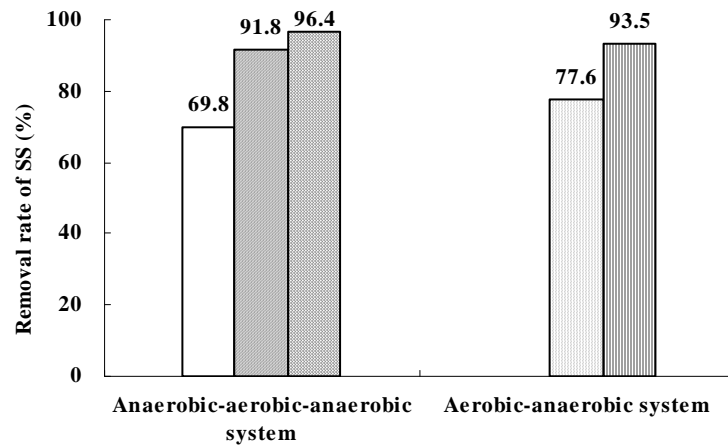


Fig. 3-48. Removal rate of SS in the water according to the agricultural water treatment system in agricultural water treatment plant.

- : Treated water in anaerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▨ : Treated water in aerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment),
- ⊗ : Treated water in anaerobic bed (3<sup>rd</sup> treatment),
- ▤ : Treated water in aerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▧ : Treated water in anaerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment).

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 T-N 처리효율은 Fig. 3-49에서 보는 바와 같다.

오염용수 처리공법에 따른 T-N 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 혐기성조 처리수가 59.3%, 2차 처리인 호기성조 처리수가 72.5% 및 3차 처리인 방류수가 82.6%로 1차 처리와 3차 처리인 혐기성조에서 대부분 처리된 반면에 호기성조에서는 처리가 거의 되지 않았다. 이와 같이 혐기성조에서 질소처리효율이 높은 것은 혐기성조에서는 생물학적인 탈질화가 일어나 오염용수의 대부분인 질산성 질소가  $N_2$ 나  $N_2O$ 로 탈질되기 때문으로 사료되며, 이에 반해 호기성조에서 질소처리효율이 낮은 것은 호기성조에서는 유기성 질소 및  $NH_4-N$ 의 질산화가 일어나지만 이마저도 오염용수내 질소 중 대부분이  $NO_3-N$ 이기 때문에 제 역할을 수행하지 못하기 때문으로 사료된다. 하지만 호기성조는 효율적인 유기물 처리를 위해서는 반드시 필요한 처리조이기 때문에 본 공법에서도 반드시 필요할 것으로 사료된다.

호기-혐기 공법의 경우 T-N 처리효율은 1차 처리인 호기성조가 33.3% 및 2차 처리인 혐기성조가 68.7%로 혐기-호기-혐기 조합형 공법에 비해 전반적으로 낮은 처리효율을 보였다. 특히, 최종방류수에서 혐기-호기-혐기 공법의 T-N 처리효율은 호기-혐기 공법에 비해 약 14%정도 처리효율이 높았다. 이와 같이 호기-혐기 조합형 공법의 처리효율이 낮은 것은 1차 호기성조는 유기성 질소 및  $NH_4-N$ 의 질산화를 시키는 역할을 하나 본 오염용수처리장에 유입되는 오염용수내 질소 중 대부분은  $NO_3-N$ 이기 때문에 질소의 처리측면에서는 불필요한 조이기 때문이다.

일반적인 자연정화공법에 의한 하수 중 질소의 처리는 호기성 미생물에 의해 유기성 질소 및  $NH_4-N$ 이  $NO_3-N$ 로 전환되며, 질산화작용으로 생성된  $NO_3-N$ 는 혐기성상태인 심토로 확산되어 혐기성 미생물에 의하여 탈질화가 일어나면서  $N_2$ 와  $N_2O$ 로 전환되어 이들이 대기 중으로 이동하여 질소가 처리되는 것으로 알려져 있다 (안, 1998).

하지만 본 오염용수처리공법은  $NO_3-N$ 이 주된 오염원으로 기존의 하수공법으로는 안정적인 처리효율을 달성하는데 한계가 있다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 공법에 따른 T-N 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법이 호기-혐기 조건에 비해 약간 높았다. 따라서 본 시설원예지대 오염용수처리장에서 최적의 T-N 처리 공법은 혐기-호기-혐기 조건이 적합할 것으로 판단된다.

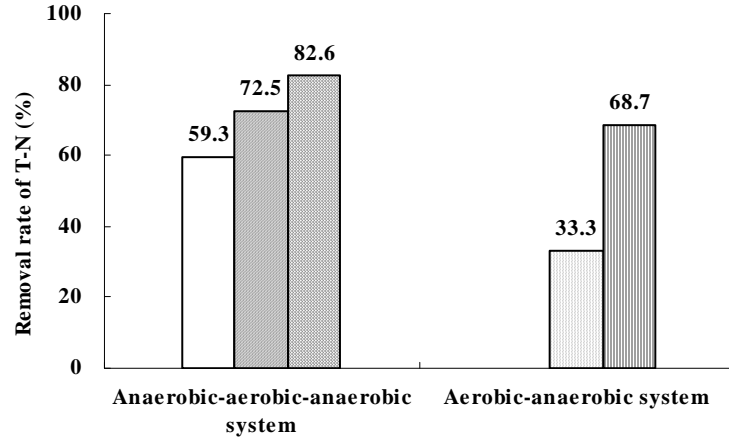


Fig. 3-49. Removal rate of T-N in the water according to the agricultural water treatment system in agricultural water treatment plant.

- : Treated water in anaerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▨ : Treated water in aerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment),
- ⊗ : Treated water in anaerobic bed (3<sup>rd</sup> treatment),
- ▤ : Treated water in aerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▩ : Treated water in anaerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment).

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 T-P 처리효율은 Fig. 3-50에서 보는 바와 같다.

오염용수 처리공법에 따른 T-P 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 혐기성조 처리수가 54.5%, 2차 처리인 호기성조 처리수가 77.0% 및 3차 처리인 방류수가 87.5%로 처리단계가 증가 할수록 일정하게 처리효율이 증가하는 경향이였다. 호기-혐기 조합형 공법의 경우 1차 처리인 호기성조가 61.8% 및 2차 처리인 혐기성조가 79.9%로 혐기-호기-혐기 조합형 공법에 비해 약간 낮았다. 하지만 동일한 2차 처리까지의 결과를 비교해보면 비슷한 처리효율을 보여 T-P 처리효율은 호기, 혐기 조건에 따라 별 차이 없었다. 이와 같이 T-P 처리효율이 공법에 따라 별 차이 없이 높은 것은 혼합여재 중 혼합되어 있는 방해석 때문으로 이들 방해석의 주성분이 대부분 CaCO<sub>3</sub>형태로 이루어져 있으므로 정석법에 의해 인이 흡착 및 침전으로 처리되기 때문으로 사료되였다. 정석탈인법을 이용한 인 처리는 인을 함

유하는 물에 인산칼슘으로 되는 동종동계종의 화합물과 접촉시키면 탈인제인 방해석 위에 인산칼슘이 생성, 정석하는 현상을 이용한 정석 탈인법으로 수중의 인은 Ca 이온과 반응하여 난용성인 hydroxyapatite  $[Ca_5(OH)(PO_4)_3]$ 로 처리되는 것으로 알려져 있다 (Heyman, 1998; Lahmann, 1989).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 공법에 따른 T-P 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형 공법이 호기-혐기 조건에 비해 약간 높았다. 따라서 본 시설원예지대 오염용수처리장에서 최적의 T-P 처리 공법은 혐기-호기-혐기 조건이 적합할 것으로 판단된다.

따라서 상기 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 처리효율 결과를 종합하면 혐기-호기-혐기 조합형 공법이 호기-혐기 조합형 공법에 비해 유기물, 질소 및 인의 처리 모두에서 높은 수처리 효율을 보였기 때문에 본 시설원예지대 오염용수처리장에서 가장 적합한 공법으로 판단된다.

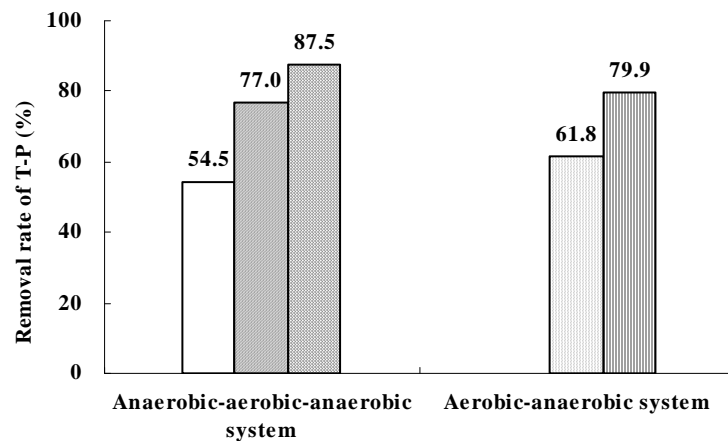


Fig. 3-50. Removal rate of T-P in the water according to the agricultural water treatment system in agricultural water treatment plant.

- : Treated water in anaerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▨ : Treated water in aerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment),
- ⊠ : Treated water in anaerobic bed (3<sup>rd</sup> treatment),
- ▤ : Treated water in aerobic bed (1<sup>st</sup> treatment),
- ▥ : Treated water in anaerobic bed (2<sup>nd</sup> treatment).



현장 오염용수처리장에서 오염용수 처리공법에 따른 오염용수 중  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  및  $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 함량을 조사한 결과는 Table 3-34에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의  $\text{NH}_4\text{-N}$  함량은  $6.19 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 혐기-호기-혐기 조합형 공법에서의 1차 처리인 혐기성조에서는 오염용수 원수와 별 차이 없었고, 1차 처리 후 2차 처리인 호기성조에서는 1차 처리수에 비해 약간 감소하는 경향이었으며, 2차 처리 후 3차 처리인 혐기성조에서는 2차 처리수에 비해 미미하게 감소하는 경향이였다. 그리고 호기-혐기 조합형에서는 혐기-호기-혐기의 2차 처리와 3차 처리의 경향과 유사하였다. 이와 같은 결과는 혐기성조의 경우 혐기성 미생물에 의해 탈질, 환원등의 생물학적반응에 의해  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이  $\text{NH}_4\text{-N}$ 으로 일부 환원되었기 때문으로 사료되며, 호기성조의 경우 호기성 미생물에 의한 흡수와 일부는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 가  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 질산화 되었기 때문으로 사료된다.

오염용수 원수의  $\text{NO}_3\text{-N}$  함량은  $19.48 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 혐기-호기-혐기 조합형 공법에서 1차, 2차 및 3차 처리를 거치면서 점점 감소하는 경향으로 오염용수 원수의 대부분이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이므로 T-N의 처리효율과 비슷한 경향이였다. 그리고 호기-혐기 조합형 공법에서도 혐기-호기-혐기 조합형 공법과 비슷한 경향이였으나  $\text{NO}_3\text{-N}$  함량의 감소폭이 적었다.

1차 처리인 혐기성조에서  $\text{NO}_3\text{-N}$ 함량은 오염용수 원수에 비해 약간 감소하였으며, 2차 처리인 호기성조에서는  $\text{NO}_3\text{-N}$ 함량이 거의 처리되지 않았고, 3차 처리인 혐기성조에서는 다시  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 처리되었다. 이와 같이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 대부분이 혐기성조에서 처리되는 것은 혐기성조의 혐기성 미생물에 의해 탈질되어 질소가 처리되기 때문으로 사료된다.

오염용수 원수의  $\text{PO}_4\text{-P}$  함량은  $4.53 \text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 혐기-호기-혐기 조합형공법과 호기-혐기 조합형 공법 모두 안정적으로 처리되었다. 이는 여재에 혼합된 방해석 때문으로 T-P의 처리효율과 비슷한 경향이였다.

Table 3-34.  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  and  $\text{PO}_4\text{-P}$  of the water according to the water treatment system in agricultural water treatment plant

Items	Treatment systems in water treatment plant					
	Raw water	Anaerobic-aerobic-anaerobic condition			Aerobic-anaerobic condition	
		system			system	
		Treated water in anaerobic bed	Treated water in aerobic bed	Treated water in anaerobic bed	Treated water in aerobic bed	Treated water in anaerobic bed
$\text{NH}_4\text{-N}$	6.19	5.72	1.02	0.61	1.47	0.95
$\text{NO}_3\text{-N}$	19.48	10.03	7.01	4.39	12.16	6.29
$\text{NO}_2\text{-N}$	0.73	0.13	0.08	0.01	0.56	0.05
$\text{PO}_4\text{-P}$	4.53	1.71	0.54	0.97	1.36	0.42

2) 오염용수의 처리시일에 따른 수처리 효율

오염용수처리장의 처리시일에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법별 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지 시설원예지대에서 유출되는 오염용수의 처리시일 따른 수처리효율의 장기간 변화를 조사하기 위해 오염용수처리장 운전 20개월 동안 총 144회의 유입원수, 1차 처리인 혐기성조 처리수, 2차 처리인 호기성조 처리수 및 3차 처리인 혐기성조 처리수인 방류수를 각각 채취하여 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 함량을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

가) BOD

현장 오염용수처리장에서 오염용수 처리시일에 따른 BOD의 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-51에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 BOD는  $9.41 \sim 26.9 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 불규칙하였는데 이들 원인을 강우량, 기온 및 오염용수 부하량으로 원인을 유추해

보면 강우량과 작물재배를 위한 관주나 겨울철 기온저하를 막기 위한 수막 등이 불규칙한 오염용수와 깊은 관계가 있는 것으로 판단된다.

특히, 겨울철의 오염용수의 특성은 강우량은 적으나 겨울철 시설하우스의 기온저하를 막기 위해 항상 밤부터 아침까지 수막을 이용하기 때문에 오염용수량이 여름과 거의 비슷하거나 약간 적은 경향으로 항상 거의 일정한 BOD 부하량이 발생하였다. 특히 오염용수 중 BOD는 2005년 12~2월경에는 시설재배 초기로서 다량의 수막양에 비해 토양 중 퇴비나 비료 등의 사용이 적어서 일시적으로 감소되었으나, 2006년 12~2월경에는 시설재배 동안 축적되어온 토양 중 퇴비나 비료 등에 의해 겨울철에도 연중 비슷한 경향을 보였다.

여름철의 오염용수의 특성은 겨울철과 달리 수막을 사용하지 않으나, 우리나라의 강우량의 특성상 여름철에 강우량이 집중하기 때문에 오염용수 발생량의 주된 원인이 강우량에 의한 요인이었으며, 특히 여름철의 BOD는 그 변화폭이 타 계절에 비해 상대적으로 약간 컸는데, 이는 장마 및 태풍 등 집중강우로 인해 비점오염원의 농도가 일시적으로 낮았다가 비가 오지 않는 시기는 오히려 다량의 수분 증발로 농도가 높아지기 때문으로 사료된다. 따라서 시설원예지대에 적용될 오염용수처리장은 다양한 오염물질의 농도변화에 대응할 수 있는 공법이어서 할 것이다.

본 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수처리 시일에 따른 BOD 처리효율은 상기에서 기술한 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 오염용수 처리시일이 경과할수록 점점 안정화되는 경향이였다. 특히, 오염용수처리장 운전 후 3~4개월부터는 거의 안정적인 BOD 처리가 가능하였다. 이는 오염용수처리장 운전 3~4개월 후부터는 미생물의 활착과 수생식물의 왕성한 생육으로 인해 안정적인 자연정화시스템의 운전이 가능하기 때문으로 사료된다.

오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 BOD는  $13.7\sim 5.0 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 약간 감소하는 경향이였고, 1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 BOD는  $1.3\sim 4.7 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 혐기성조 처리수에 비해 BOD가 급격히 감소하였다. 2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 BOD는  $0.3\sim 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 안정적으로 처리되었으며, 특히 2차 처리인 호기성조를 통과하면서 매우 안정적으로 처리되었다. 이는 호기성조에서 이중통기관의 자연통풍과 수생식물에 의한 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 대부분의 유기물이 호기성조에서 처리되기 때문으로 사료된다 (이 등,

1994).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리시일에 따른 BOD 처리는 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 전반적으로 오염용수처리장 운전 3~4개월 이후부터 매우 안정적으로 처리되었다. 따라서 본 오염용수처리장은 시설원예지대 비점오염원 처리에 적합한 것으로 사료된다.

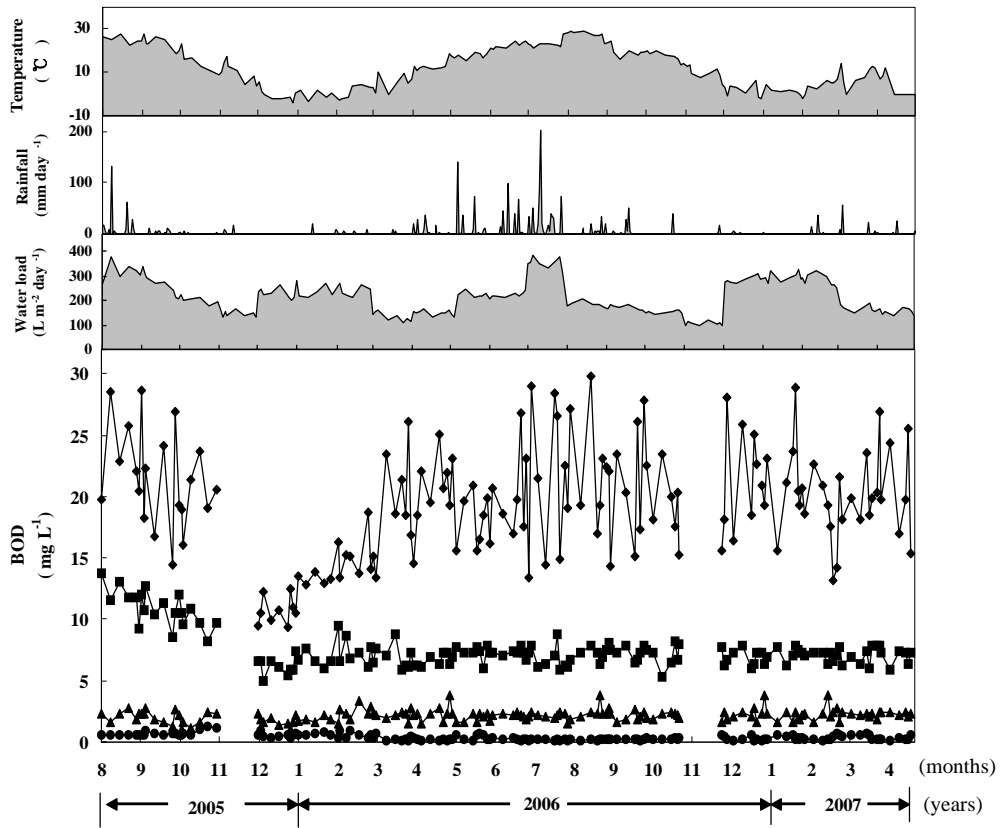


Fig. 3-51. Variation of BOD in the water according to time in the water treatment plant.

- ◆ : Raw polluted agricultural water,
- : Treated water in anaerobic bed (First treatment),
- ▲ : Treated water in aerobic bed (Second treatment),
- : Treated water in anaerobic bed (Third treatment).

## 나) COD

현장 오염용수처리장에서 오염용수 처리시일에 따른 COD의 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-52에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 COD는  $24.0\sim 54.3\text{ mg L}^{-1}$ 로 BOD와 마찬가지로 매우 불규칙하게 오염용수처리장에 유입되었는데, 이는 강우량과 작물 재배를 위한 관주나 겨울철 기온저하를 막기 위한 수막 등이 불규칙한 오염용수와 깊은 관계가 있는 것으로 판단된다. 특히 겨울철의 오염용수는 시설하우스의 기온저하를 막기 위해 사용하는 수막에 의해 발생하였으며, 이로 인해 오염용수량이 여름과 거의 비슷하거나 약간 적은 경향으로 항상 거의 일정한 COD 부하량이 발생하였다. 또한 여름철의 오염용수는 여름철의 집중강우에 의해 발생하였으며, 특히 여름철의 COD는 그 변화폭이 타 계절에 비해 상대적으로 약간 컸는데, 이는 장마 및 태풍 등 집중강우로 인해 비점오염원의 농도가 일시적으로 낮았다가 비가 오지 않는 시기는 오히려 다량의 수분 증발로 농도가 높아지기 때문으로 사료된다.

본 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수처리 시일에 따른 COD 처리효율은 상기에서 기술한 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 오염용수 처리시일이 경과할수록 점점 안정화되는 경향으로서 오염용수처리장 운전 후 3~4개월부터는 거의 안정적인 COD 처리가 가능하였다. 이는 오염용수처리장 운전 4개월 후부터는 미생물의 활착과 수생식물의 왕성한 생육으로 인해 안정적인 자연정화시스템의 운전이 가능하기 때문으로 사료된다.

오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 COD는  $12.5\sim 28.5\text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 약간 감소하는 경향이었고, 1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 COD는  $5.2\sim 12.1\text{ mg L}^{-1}$ 으로 혐기성조 처리수에 비해 COD가 급격히 감소하였다. 2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 COD는  $2.01\sim 6.00\text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 안정적으로 처리되었으며, 특히 2차 처리인 호기성조를 통과하면서 매우 안정적으로 처리되었다. 이는 호기성조에서 이중통기관의 자연통풍과 수생식물에 의한 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 대부분의 유기물이 호기성조에서 처리되기 때문으로 사료된다 (이 등, 1994). 특히, COD 처리경향은 BOD 처리경향과 유사하였다. 이와 같은 결과는 유입된 오염용수가 대부분 퇴비나 비료로부터 용출되는 오염용수로 미생물에 의해 분해가 용이한 유기물을 많이 포함되어 있기 때문인 것으로 사료되었다 (윤 등, 1999).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리시일에 따른 COD 처리는 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 전반적으로 오염용수처리장 운전 3~4개월 이후부터 매우 안정적으로 처리되었다. 따라서 본 오염용수처리장은 시설원예지대 비점오염원 처리에 적합한 것으로 사료된다.

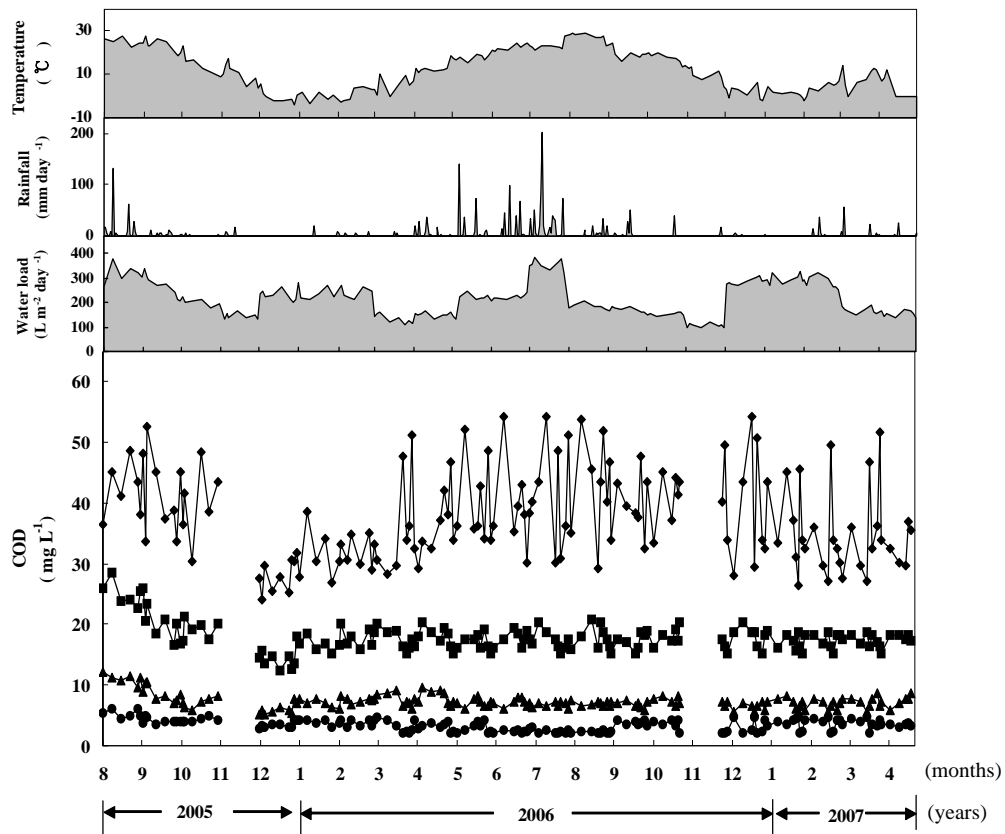


Fig. 3-52. Variation of COD in the water according to time in the water treatment plant.

- ◆ : Raw polluted agricultural water,
- : Treated water in anaerobic bed (First treatment),
- ▲ : Treated water in aerobic bed (Second treatment),
- : Treated water in anaerobic bed (Third treatment).



#### 다) SS

현장 오염용수처리장에서 오염용수 처리시일에 따른 SS 함량 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-53에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 SS 함량은  $25.3\sim 67.0 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 BOD와 COD에 비해 비교적 변화폭이 적었으나 일반 하수에 비해서는 불규칙적으로 유입되는 경향이였다. 오염용수 원수 중 SS 함량은 여름철이 다른 시기에 비해 비교적 변화폭이 심하였다. 이는 여름철의 오염용수 중 SS 함량은 여름철의 집중강우로 인해 순간적인 부하량이 급격하게 증가하고 이로 인해 시설원예시대 토양의 토사나 부유물질 등이 오염용수에 포함되어 유입되기 때문으로 판단된다. 그리고 겨울철의 SS 함량은 여름철에 비해 오염용수의 변화폭이 적었는데 이는 시설하우스의 기온저하를 막기 위해 사용하는 수막은 여름철 집중강우에 비해 유량이 적고 일정하게 유출되기 때문에 여름철 오염용수에 비해 비교적 토사나 부유물질이 적게 포함되기 때문으로 판단된다.

본 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수처리 시일에 따른 SS 처리효율은 상기에서 기술한 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 오염용수처리장 운전 초기부터 안정적인 처리가 가능하였다. 이와 같이 오염용수처리장 운전초기부터 안정적인 부유물질의 처리가 가능한 것은 부유물질 처리의 경우 미생물이나 수초의 영향보다 여재에 의한 여과가 주된 처리이기 때문이다.

오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 SS 함량은  $6.9\sim 18.3 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 급격히 감소하는 경향이였고, 1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 SS 함량은  $1.6\sim 6.2 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 혐기성조 처리수에 비해 SS가 약간 감소하였다. 2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 SS 함량은  $0.2\sim 2 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 안정적으로 처리되었으며 특히, 1차 처리인 혐기성조를 통과하면서 매우 안정적으로 SS가 처리되었는데, 이는 본 공법이 주로 여재에 의한 여과가 주된 처리이기 때문에 높은 수처리 효율을 보인 것으로 판단된다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수 및 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (윤 등, 1998; 서, 2002).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리시일에 따른 SS 처리는 불규칙한 오

염용수의 유입에도 불구하고 전반적으로 오염용수처리장 운전 초기부터 매우 안정적으로 처리되었다. 따라서 본 오염용수처리장은 시설원예지대 비점오염원 처리에 적합한 것으로 사료된다.

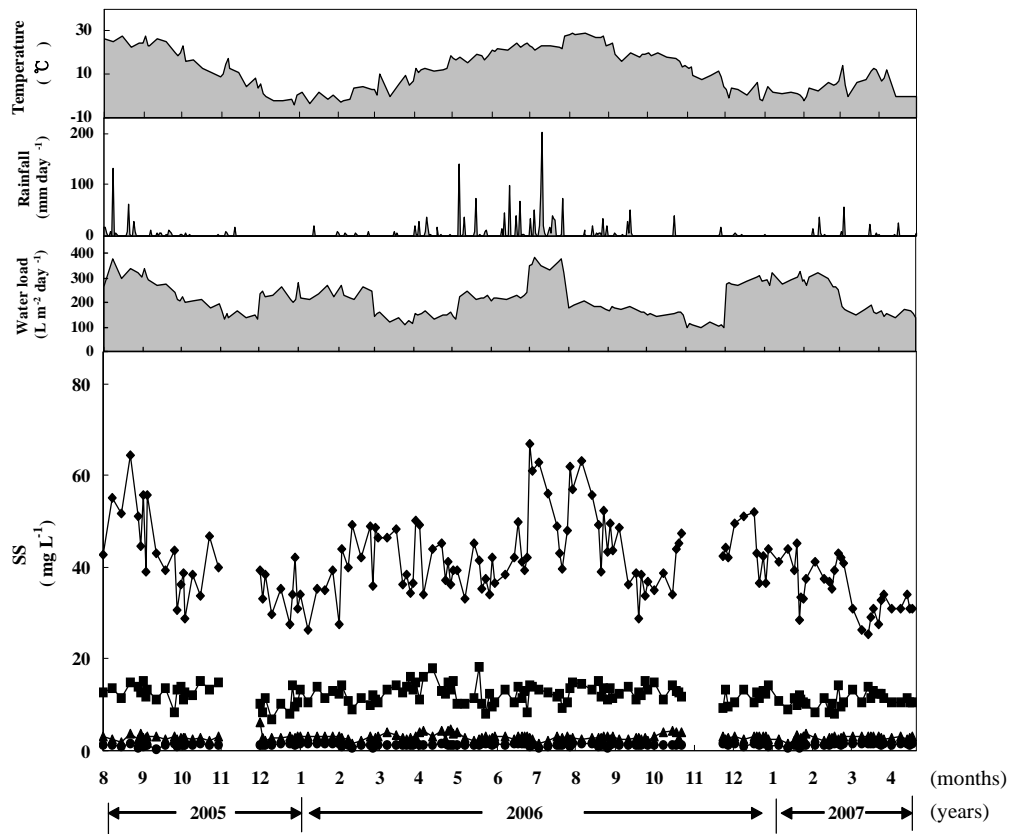


Fig. 3-53. Variation of SS in the water according to time in the water treatment plant.

- ◆ : Raw polluted agricultural water,
- : Treated water in anaerobic bed (First treatment),
- ▲ : Treated water in aerobic bed (Second treatment),
- : Treated water in anaerobic bed (Third treatment).

## 라) T-N

현장 오염용수처리장에서 오염용수 처리시일에 따른 T-N 함량 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-54에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 T-N 함량은  $15.4\sim 35.1 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 BOD와 COD에 비해 비교적 변화폭이 적었으나 일반 하수에 비해서는 불규칙적으로 유입되는 경향이였다. 오염용수 원수 중 T-N 함량은 전반적으로 봄부터 가을까지가 높은 경향으로 특히 여름이 가장 높았고, 비교적 겨울이 다른 시기에 비해 약간 낮은 경향이였다. 이와 같이 여름철에 오염용수 원수 중 T-N 함량이 가장 높은 것은 여름철의 집중강우로 인해 순간적인 부하량이 급격하게 증가하고 이로 인해 시설원예지대 토양내 질산성질소가 용출되어 오염용수 원수에 포함되기 때문으로 판단된다. 또한 오염용수 원수 중 T-N 함량은 처리시일이 경과함에 따라 점점 높아지는 경향으로 이는 시설원예지대에서 작물재배를 위해 퇴비나 비료가 꾸준히 축적되어 서서히 용출되기 때문으로 판단된다.

본 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수처리 시일에 따른 T-N 처리효율은 상기에서 기술한 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 오염용수 처리시일이 경과할수록 점점 안정화되는 경향으로서 오염용수처리장 운전 후 3~4개월부터는 거의 안정적인 T-N 처리가 가능하였다. 이는 오염용수처리장 운전 4개월 후부터는 미생물의 활착과 수생식물의 왕성한 생육으로 인해 안정적인 자연정화시스템의 운전이 가능하기 때문으로 사료된다.

오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 T-N 함량은  $7.39\sim 15.7 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 급격히 감소하는 경향이였고, 1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 T-N 함량은  $4.5\sim 9.1 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 혐기성조 처리수에 비해 T-N이 약간 감소하였다. 2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 T-N 함량은  $2.9\sim 6.0 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 안정적으로 처리되었으며 특히, T-N 처리는 1차 처리 및 3차 처리인 혐기성조를 통과하면서 매우 안정적으로 처리되었다. 이는 시설재배지대 오염용수 중 대부분의 질소화합물이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 형태로 존재하기 때문으로 혐기성조에서는 질산화과정이 필요 없이 유입되는  $\text{NO}_3\text{-N}$ 를 생물학적인 탈질과정에 의해 처리가 가능하기 때문으로 사료된다.

시설재배지대의 경우 과다하게 투입된 각종 비료 및 퇴비들로 인해 질소, 인 및 영양염류 등이 과다하게 증가되고 있으며, 이 중 질소는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 와  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로서 구

분할 수 있지만 대부분이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로 존재한다.  $\text{NO}_3\text{-N}$ 는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 와 달리 음전하이기 때문에 (-)하전인 토양입자에 부동화 되지 않으므로 훨씬 더 유동성이 크며, 식물이나 미생물에 잘 흡수되지 않고, 침투수와 함께 잘 이동하는 특징이 있다. 따라서 시설재배지대 오염용수의 경우 T-N의 처리는 여재의 흡착에 의한 처리보다는 호기, 혐기 조건에 따른 미생물의 산화, 환원 작용에 의한 생물학적 탈질에 의해 처리해야 할 것으로 사료된다 (Yang et al., 2001).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리시일에 따른 T-N 처리는 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 전반적으로 오염용수처리장 운전 3-4개월 이후부터 매우 안정적으로 처리되었다. 따라서 본 오염용수처리장은 시설원예지대 비점오염원 처리에 적합한 것으로 사료된다.

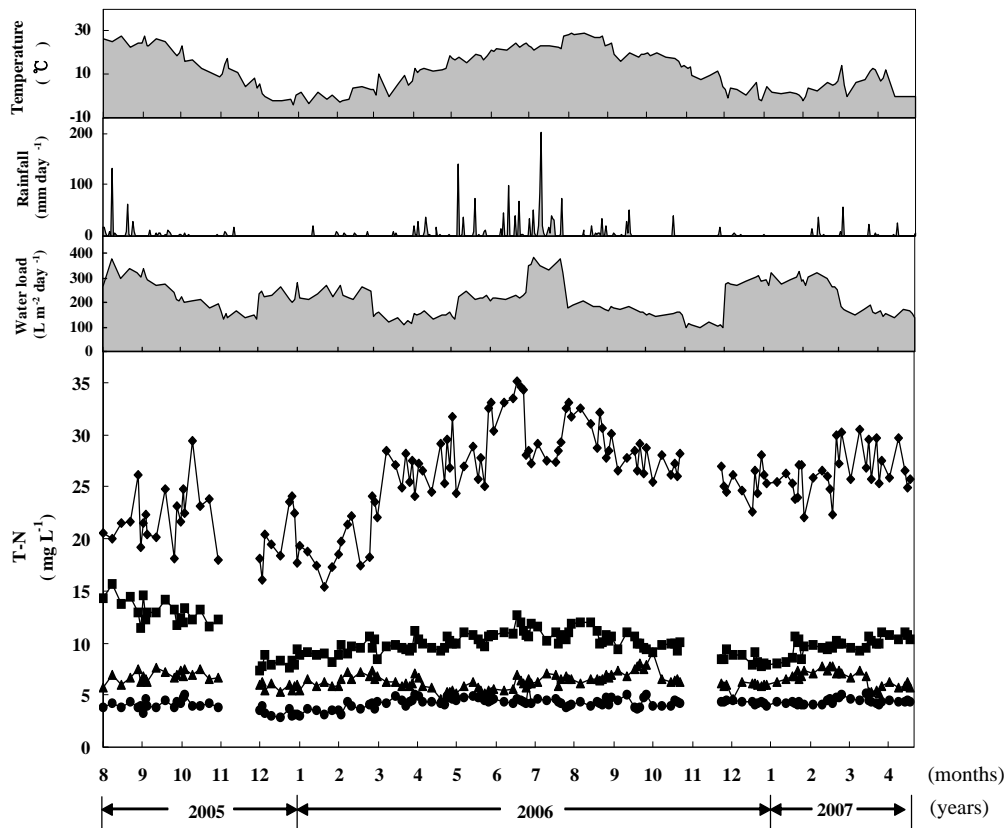


Fig. 3-54. Variation of T-N in the water according to time in the water treatment plant.

- ◆ : Raw polluted agricultural water,
- : Treated water in anaerobic bed (First treatment),
- ▲ : Treated water in aerobic bed (Second treatment),
- : Treated water in anaerobic bed (Third treatment).

마) T-P

현장 오염용수처리장에서 오염용수 처리시일에 따른 T-P 함량 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-55에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 T-P 함량은  $1.9\sim 5.2\text{ mg L}^{-1}$ 으로 BOD와 COD에 비해 비교적 변화폭이 적었으나 일반 하수에 비해서는 불규칙적으로 유입되는 경향이였다. 오염용수 원수 중 T-P 함량은 T-N과 비슷한 경향으로 전반적으로 봄부터 가을까지가 높은 경향으로 특히 여름이 가장 높았고, 비교적 겨울이 다른 시기에 비해 약간 낮은 경향이였다. 이와 같이 여름철에 오염용수 원수 중 T-P 함량이 가장 높은 것은 여름철의 집중강우로 인해 순간적인 부하량이 급격하게 증가하고 이로 인해 시설원예지대 토양내 인이 용출되어 오염용수 원수에 포함되기 때문으로 판단된다. 또한 오염용수 원수 중 T-P 함량은 처리시일이 경과함에 따라 점점 높아지는 경향으로 이는 시설원예지대에서 작물재배를 위해 퇴비나 비료가 꾸준히 축적되어 서서히 용출되기 때문으로 판단된다.

본 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수처리 시일에 따른 T-P 처리효율은 상기에서 기술한 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 오염용수처리장 운전 초기부터 안정적인 처리가 가능하였다. 이와 같이 오염용수처리장 운전초기부터 안정적인 T-P 처리가 가능한 것은 T-P 처리의 경우 미생물이나 수초의 영향보다 여재에 의한 흡착 및 침전이 주된 처리이기 때문이다. 특히 본 오염용수처리장에는 여재중 인 흡착능이 높은 방해석이 혼합되어 있기 때문에 이들 방해석에 의해 대부분의 인이 Ca-P의 형태로 흡착 및 침전되기 때문으로 사료된다 (Geisler, 1965).

오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 T-P는  $1.0\sim 2.5\text{ mg L}^{-1}$ 으로 오염용수 원수에 비해 약간 감소하는 경향이였고, 1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 T-P는  $0.4\sim 1.4\text{ mg L}^{-1}$ 으로 혐기성조 처리수에 비해 T-P가 안정적으로 처리되었으며, 2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 T-P는  $0.21\sim 0.76\text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 안정적으로 처리되었다. 특히, T-P처리는 각 처리조를 통과하면서 처리효율이 점차 증가하였으며, 3차 처리인 혐기성조를 통과하면서 매우 안정적으로 처리되었다. 이와 같이 T-P 처리효율이 높은 것은 혼합여재 중 혼합되어 있는 방해석 때문으로 이들 방해석의 주성분이 대부분  $\text{CaCO}_3$ 형태로 이루어져 있으므로 정석법에 의해 인이 처리되기 때문으로 사료된다. 정석탈인법을 이용한

인 처리는 인을 함유하는 물에 인산칼슘으로 되는 동종동계종의 화합물과 접촉시키면 탈인제인 방해석 위에 인산칼슘이 생성, 정석하는 현상을 이용한 정석 탈인법으로 수중의 인은 Ca이온과 반응하여 난용성인 hydroxyapatite  $[Ca_5(OH)(PO_4)_3]$ 로 처리되는 것으로 알려져 있다 (Heyman, 1998; Lahmann, 1989).

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수 처리시일에 따른 T-P 처리는 불규칙한 오염용수의 유입에도 불구하고 전반적으로 오염용수처리장 운전 초기부터 매우 안정적으로 처리되었다. 따라서 본 오염용수처리장은 시설원예지대 비점오염원 처리에 적합한 것으로 사료된다.



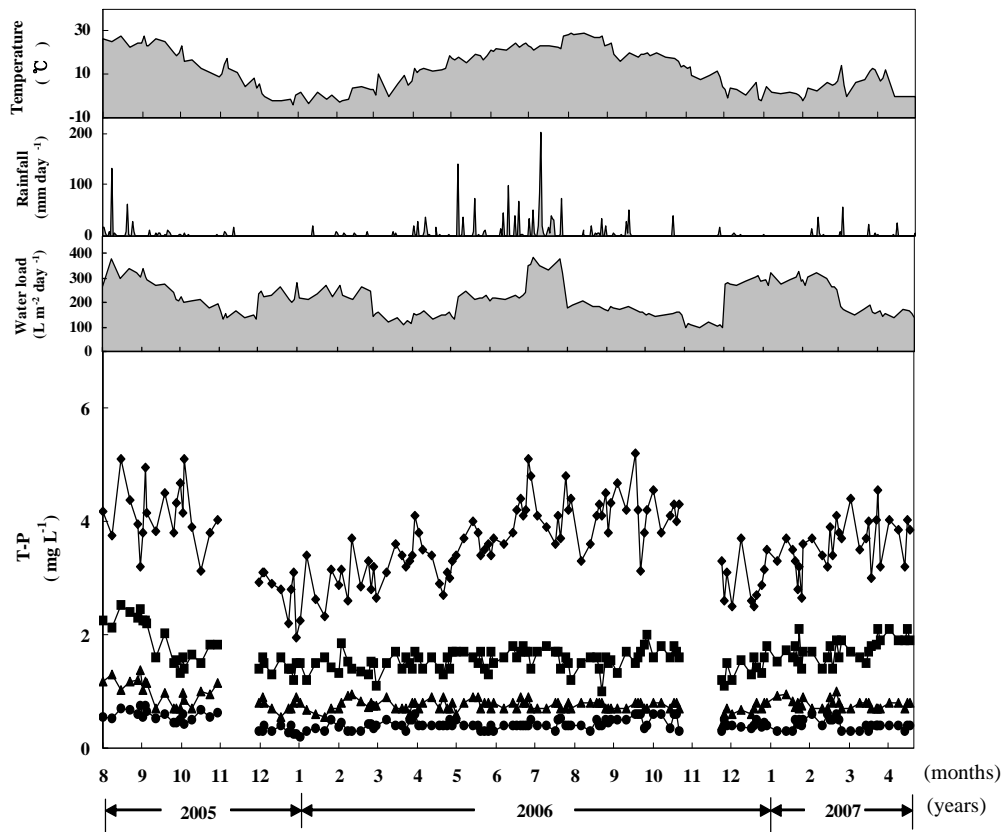


Fig. 3-55. Variation of T-P in the water according to time in the water treatment plant.

- ◆ : Raw polluted agricultural water,
- : Treated water in anaerobic bed (First treatment),
- ▲ : Treated water in aerobic bed (Second treatment),
- : Treated water in anaerobic bed (Third treatment).

### 3) 오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율

오염용수의 부하량에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 대한 대응성을 조사하기 위해 상기 2)항의 오염용수 처리시일에 따른 수처리 결과 중 2005년 8월부터 2006년 3월까지 시설원 예지대에서 유출되는 오염용수를 오염용수 부하량 ( $L m^{-2} day^{-1}$ )별로 각각 구분하여 1차 처리인 혐기성조 처리수, 2차 처리인 호기성조 처리수 및 3차 처리인 혐기성조 처리수인 방류수에서의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율과 오염용수 부하량과의 상관관계를 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

#### 가) BOD

현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 BOD의 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-56에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장의 1차 처리인 혐기성조 처리수의 BOD 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소하는 경향으로서, 특히, 오염용수 부하량이  $150 L m^{-2} day^{-1}$  이상에서부터 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소되는 경향이였다. 현장 오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 BOD 처리효율은 오염용수 부하량이  $50 \sim 150 L m^{-2} day^{-1}$ 에서 55.0~71.1%이었으며, 오염용수 부하량이  $150 L m^{-2} day^{-1}$  이상에서 20.9~52.7%이었다.

1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 BOD 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 80.4~94.2%로 안정적으로 처리되었다. 이는 1차 처리인 혐기성조에서 미처 처리되지 못한 BOD성 유기물을 2차 처리인 호기성조에서 처리하기 때문으로 사료된다. 특히, 호기성조에서는 이중통기관의 자연통풍과 수생식물에 의한 뿌리 주위의 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 대부분의 유기물이 호기성조에서 처리되기 때문에 더욱 안정적으로 처리되는 것으로 사료되었다.

2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 BOD 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 92.2~97.4%로 매우 안정적으로 처리되었다. 이는 2차 처리인 호기성조에서 대부분의 BOD성 유기물을 처리하기 때문에 3차 처리인 혐기성조에서는 BOD부하가 감소하여 더욱 안정적으로 처리할 수 있기 때문

으로 사료된다.

따라서 본 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장은 유량 변동이 심한 시설원예지대 오염용수의 오염물질 중 BOD 처리에 적합한 공법으로 사료되며, 고 부하의 BOD가 함유된 오염원에도 충분히 적용이 가능할 것으로 판단된다.

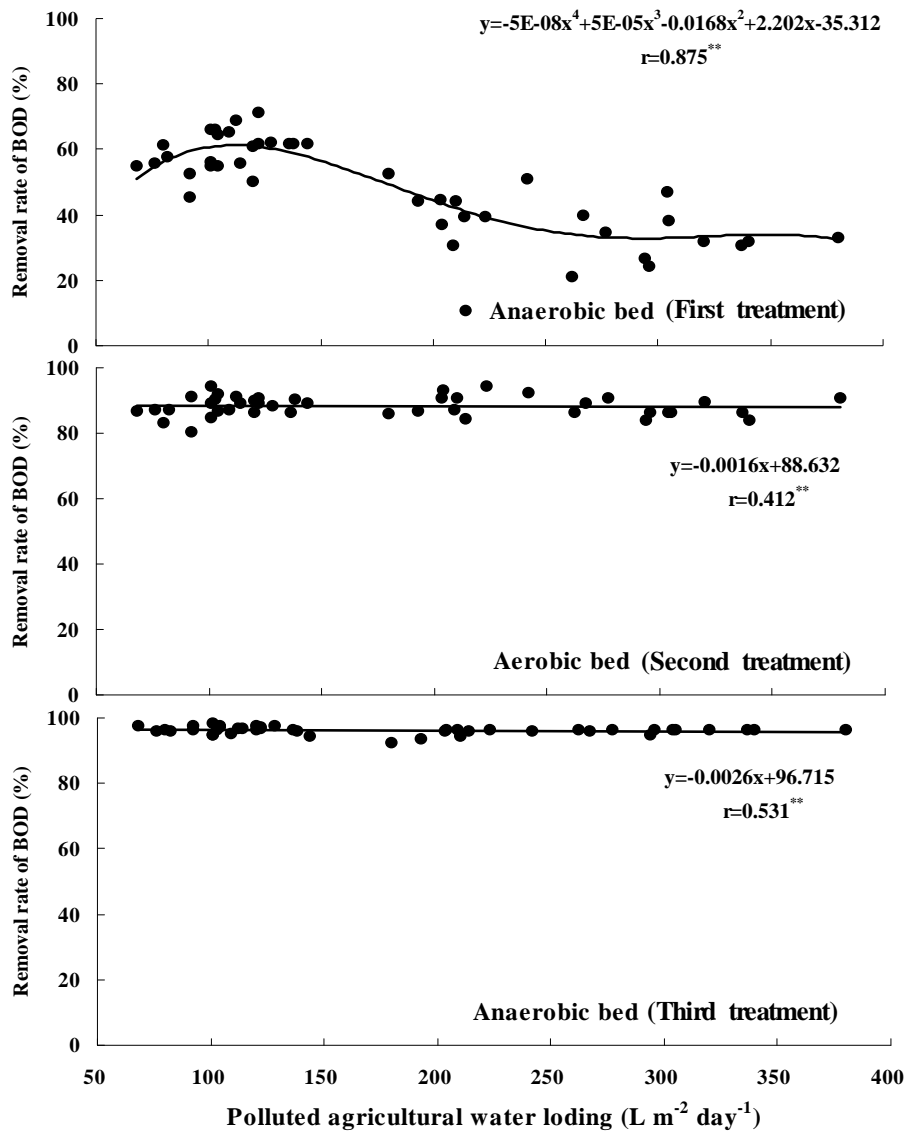


Fig. 3-56. Removal rate of BOD in the water according to polluted agricultural water loading in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0 % levels, respectively)

## 나) COD

현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 COD의 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-57에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장의 1차 처리인 혐기성조 처리수의 COD 처리효율은 BOD와 유사한 경향으로 전반적으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소하는 경향으로서, 특히, 오염용수 부하량이  $150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이상에서부터 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소되는 경향이였다. 현장 오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조의 COD 처리효율은 오염용수 부하량이  $50 \sim 150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 에서 42.9~64.7%이었으며, 오염용수 부하량이  $150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이상에서 19.5~53.4%이었다.

1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 COD 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 65.9~82.8%로 안정적으로 처리되었다. 이는 1차 처리인 혐기성조에서 미처 처리되지 못한 COD성 유기물을 2차 처리인 호기성조에서 처리하기 때문으로 사료된다. 특히, 호기성조에서는 이중통기관의 자연통풍과 수생식물에 의한 뿌리 주위의 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 대부분의 유기물이 호기성조에서 처리되기 때문에 더욱 안정적으로 처리되는 것으로 사료되었다.

2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 COD 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 83.1~90.7%로 매우 안정적으로 처리되었다. 이는 2차 처리인 호기성조에서 대부분의 COD성 유기물을 처리하기 때문에 3차 처리인 혐기성조에서는 COD부하가 감소하여 더욱 안정적으로 처리할 수 있기 때문으로 사료된다. 이와 같이 BOD와 COD의 처리효율이 유사한 것은 오염용수가 대부분 퇴비나 비료 등의 과다시비로 인해 유출되는 유기물로서 이는 식물이나 미생물에 의해 분해가 용이한 유기물이 많이 포함되어 있기 때문인 것으로 사료된다.

따라서 본 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장은 유량 변동이 심한 시설원예지대 오염용수의 오염물질 중 COD 처리에 적합한 공법으로 사료되며, 고 부하의 COD가 함유된 오염원에도 충분히 적용이 가능할 것으로 판단된다.

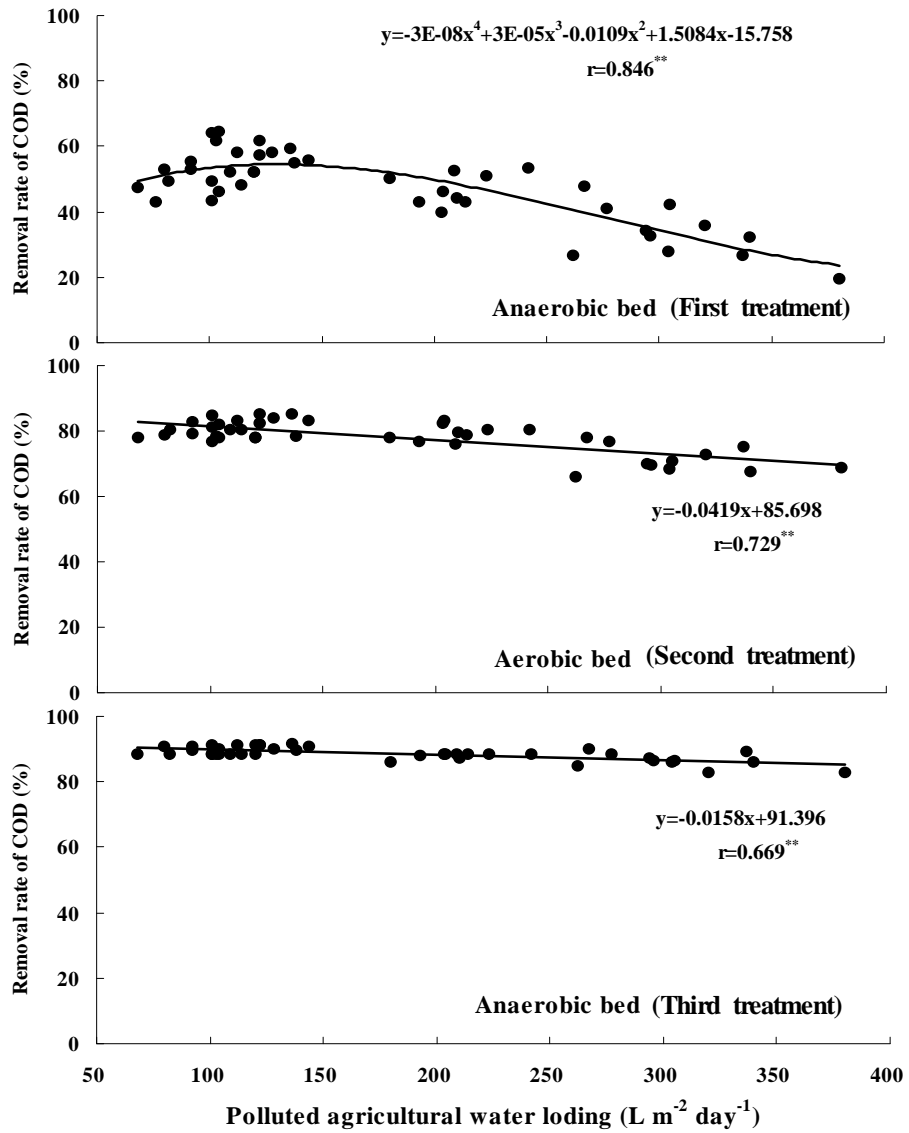


Fig. 3-57. Removal rate of COD in the water according to polluted agricultural water loading in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0 % levels, respectively)

#### 다) SS

현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 SS의 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-58에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장의 1차 처리인 혐기성조 처리수의 SS 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 63.5~81.9%로 안정적으로 처리되었다. 1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 SS 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 84.7~96.1%로 안정적으로 처리되었다. 2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 COD 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 96.1~99.5%로 매우 안정적으로 처리되었다.

이와 같이 모든 조에서 안정적인 SS처리가 가능한 것은 본 공법이 주로 여재에 의한 여과가 주된 처리이기 때문이다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (윤 등, 1998; 서 등, 2002).

따라서 본 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장은 유량 변동이 심한 시설원에지대 오염용수의 오염물질 중 SS 처리에 적합한 공법으로 사료되며, 고부하의 SS가 함유된 오염원에도 충분히 적용이 가능할 것으로 판단된다.

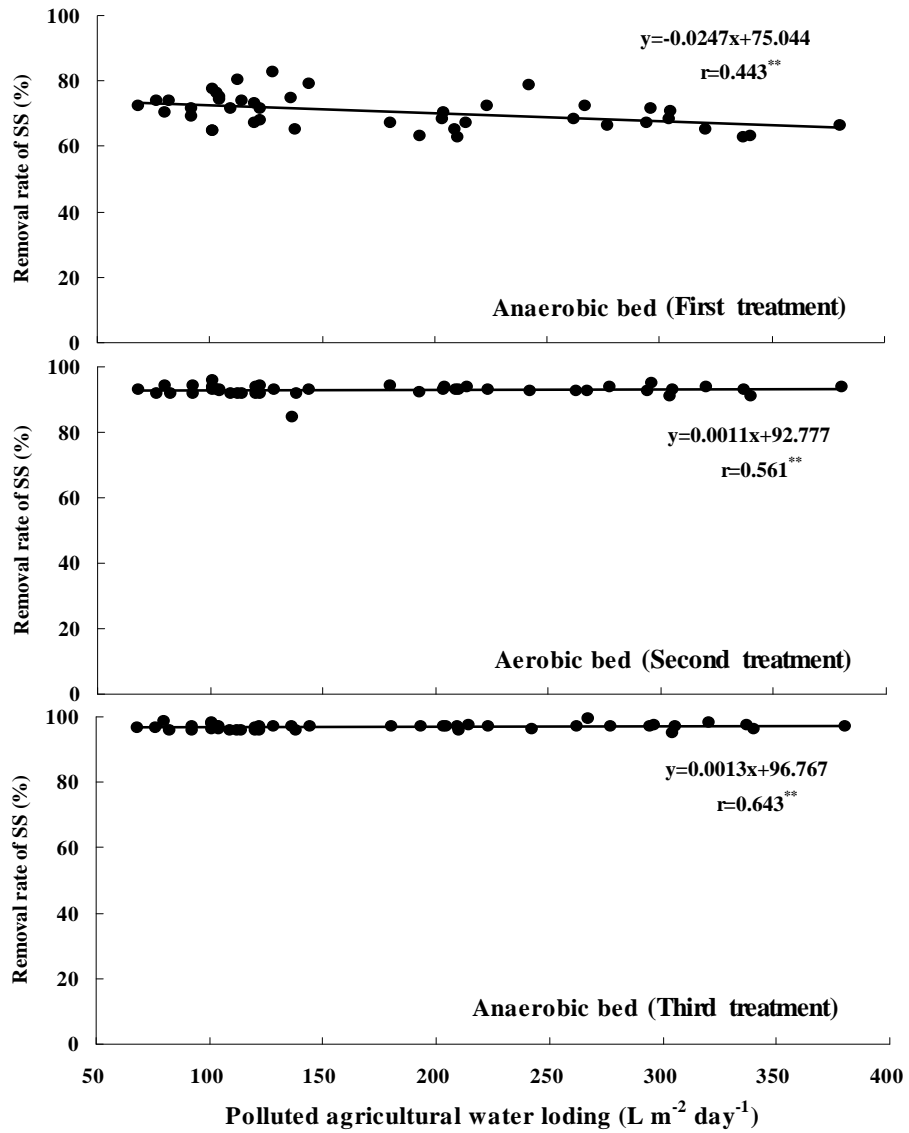


Fig. 3-58. Removal rate of SS in the water according to polluted agricultural water loading in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0 % levels, respectively)



#### 라) T-N

현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 T-N의 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-59에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장의 1차 처리인 혐기성조 처리수의 T-N 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소하는 경향으로서 특히, 오염용수 부하량이  $150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이상에서부터 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소되는 경향이였다. 현장 오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조의 T-N 처리효율은 오염용수 부하량이  $50 \sim 150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 에서 39.4~56.1%이었으며, 오염용수 부하량이  $150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이상에서 8.3~31.9%로 오염용수 부하량이  $50 \sim 150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 처리효율에 비해 급격히 감소되는 경향을 보였다.

1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 T-N 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 58.4~70.6%로 안정적으로 처리되었다. 이는 1차 처리인 혐기성조에서 미처 처리되지 못한 T-N을 2차 처리인 호기성조에서 처리하기 때문으로 사료된다.

2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 T-N 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 65.5~76.9%로 매우 안정적으로 처리되었다.

이와 같이 T-N 처리효율은 혐기성조에서 대부분 처리되었는데, 이는 시설재배지대 오염용수중 대부분의 질소화합물이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 형태로 존재하기 때문으로 혐기성조에서는 질산화과정이 필요 없이 유입되는  $\text{NO}_3\text{-N}$ 를 생물학적인 탈질과정에 의해 직접적인 처리가 가능하기 때문으로 사료된다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 오염용수처리장의 T-N은 1차 및 3차 처리인 혐기성조에서 대부분 처리됨을 알 수 있었고, 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장의 3차 처리 과정을 통해 안정적인 T-N처리가 가능하였다.

시설재배지대의 경우 과다하게 투입된 각종 비료 및 퇴비들로 인해 질소, 인 및 영양염류 등이 과다하게 증가되고 있으며, 이 중 질소는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 와  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로서 구분할 수 있지만 대부분이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로 존재한다.  $\text{NO}_3\text{-N}$ 는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 와는 달리 음전하이기 때문에 (-)하전인 토양입자에 부동화 되지 않으므로 훨씬 더 유동성이 크며, 식물이나 미생물에 잘 흡수되지 않고, 침투수와 함께 잘 이동하는 특징이 있다 (Yang et al., 2001). 따라서 시설재배지대 오염용수의 경우 T-N의 처리는 여재의 흡착에 의한 처리보다는 호기, 혐기 조건에 따른 미생물의 산화, 환원 작용에 의한 생물학

적 탈질에 의해 처리해야 할 것으로 사료된다.

따라서 본 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장은 유량 변동이 심한 시설원예지대 오염용수의 오염물질 중 T-N 처리에 적합한 공법으로 사료되며, 고부하의 T-N이 함유된 오염원에도 충분히 적용이 가능할 것으로 판단된다.

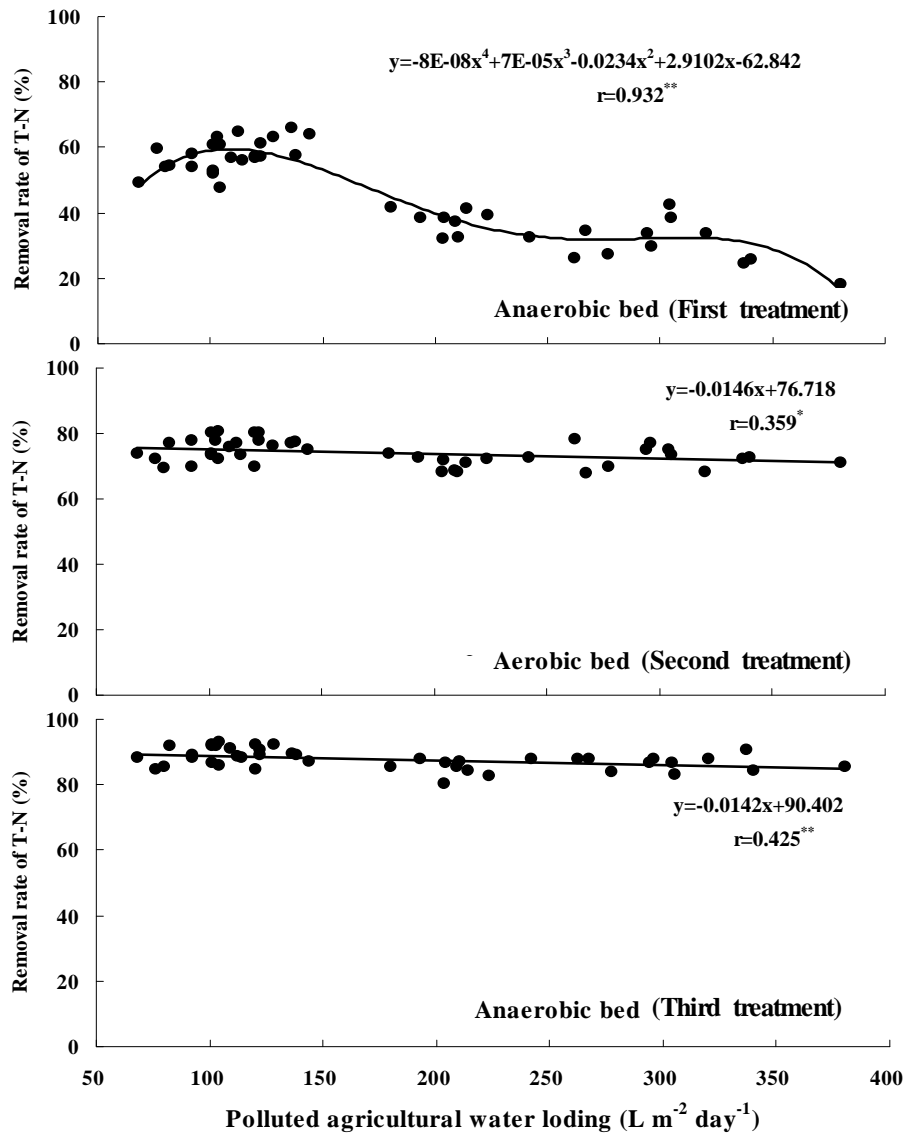


Fig. 3-59. Removal rate of T-N in the water according to polluted agricultural water loading in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0 % levels, respectively)

마) T-P

현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 T-P의 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-60에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장의 1차 처리인 혐기성조 처리수의 T-P 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소하는 경향으로서, 특히, 오염용수 부하량이  $150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이상에서부터 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 점점 감소되는 경향이였다. 현장 오염용수처리장에서 1차 처리인 혐기성조 처리수의 T-P 처리효율은 오염용수 부하량이  $50 \sim 150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 에서 48.3~75.4%이었으며, 오염용수 부하량이  $150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  이상에서 33.3~59.6%로 오염용수 부하량이  $50 \sim 150 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 처리효율에 비해 약간 감소되는 경향을 보였다.

1차 처리된 다음 2차 처리인 호기성조 처리수의 T-P 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 59.7~89.8%로 안정적으로 처리되었다. 이는 1차 처리인 혐기성조에서 미처 처리되지 못한 T-P를 2차 처리인 호기성조에서 처리하기 때문으로 사료된다.

2차 처리된 다음 3차 처리인 혐기성조 처리수의 T-P 처리효율은 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 81.0~94.9%로 매우 안정적으로 처리되었다. 이는 2차 처리인 호기성조에서 대부분의 T-P를 처리하기 때문에 3차 처리인 혐기성조에서는 T-P부하가 감소하여 더욱 안정적으로 처리할 수 있기 때문으로 사료된다. 이와 같이 T-P 처리효율이 모든 조에서 오염용수 부하량에 상관없이 높은 것은 혼합여재 중 혼합되어 있는 방해석 때문으로 이들 방해석의 주성분이 대부분  $\text{CaCO}_3$  형태로 이루어져 있으므로 정석법에 의해 인이 처리되기 때문으로 사료된다. 정석탈인법을 이용한 인 처리는 인을 함유하는 물에 인산칼슘으로 되는 동종동계종의 화합물과 접촉시키면 탈인제인 방해석 위에 인산칼슘이 생성, 정석하는 현상을 이용한 정석 탈인법으로 수중의 인은 Ca이온과 반응하여 난용성인 hydroxyapatite  $[\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3]$ 로 처리되는 것으로 알려져 있다 (Heyman, 1998; Lahmann, 1989).

따라서 본 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장은 유량 변동이 심한 시설원예지대 오염용수의 오염물질 중 T-P 처리에 적합한 공법으로 사료되며, 고부하의 T-P가 함유된 오염원에도 충분히 적용이 가능할 것으로 판단된다.

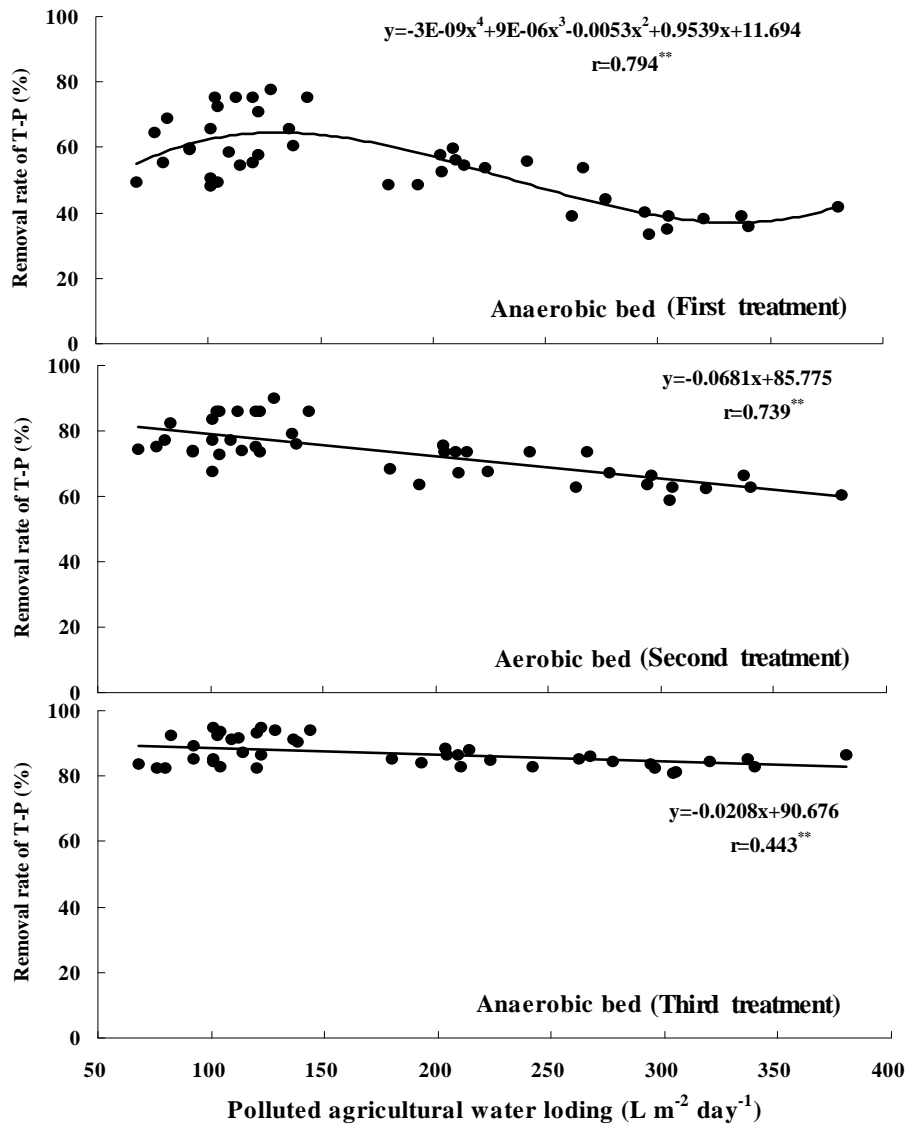


Fig. 3-60. Removal rate of T-P in the water according to polluted agricultural water loading in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0 % levels, respectively)

#### 4) 수처리 공법 개선에 따른 수처리 효율

현장 오염용수처리장에서 수처리 공법 개선에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법별 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 질소와 인의 수처리 효율향상을 위해 방류수의 혐기성조 재처리, 방류수의 호기성조 재처리 및 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시주입으로 수처리 공법을 개선하여 각 공법별 방류수 중의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조건별로 한 달 동안 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

##### 가) 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장에서 방류되는 약  $60\sim 400\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 의 방류수를 1차 처리조인 혐기성조에 약 10%인  $6\sim 40\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 을 재 주입시켜 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-61에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 방류수중 BOD, COD 및 SS의 처리효율은 각각 94.8~94.9, 90.3~91.5 및 95.7~96.4%로 방류수의 혐기성조 재처리에 여부에 상관없이 유사한 처리효율을 보였다. 하지만 T-N 및 T-P의 처리효율은 방류수의 혐기성조 재처리한 경우가 재처리하지 않은 경우에 비해 오히려 각각 2.3 및 2.0%정도 낮아졌다. 이는 오염용수의 경우 일반 하수에 비해 오염물질의 농도가 낮아 방류수를 재처리시 유입되는 오염용수 중 T-N 및 T-P의 농도가 더욱 낮아져 미생물의 영양 불균형이 발생하기 때문으로 사료된다.

따라서 현장 시설원예지대 오염용수처리장에서 방류수의 혐기성조 재처리에 따른 공법개선은 T-N과 T-P의 처리 효율 향상을 기대하기 힘든 공법으로 판단된다.

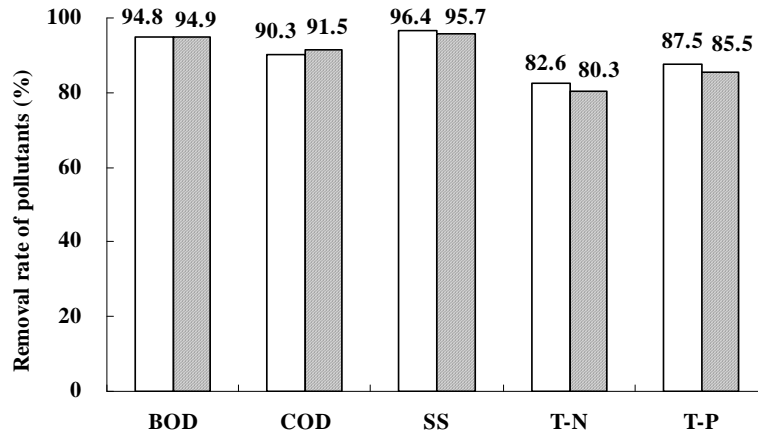


Fig. 3-61. Removal rate of pollutants in the effluent according to re-treatment of effluent into anaerobic bed.

□ : Normal treatment,

▨ : Re-treatment of effluent into anaerobic bed.

#### 나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장에서 방류되는 약  $60\sim 400 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 방류수를 2차 처리조인 호기성조에 약 10%인  $6\sim 40 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 을 재주입시켜 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-62에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 방류수중 BOD, COD 및 T-P 처리효율은 방류수의 호기성조 재처리한 경우가 재처리하지 않은 경우에 비해 미미하게 감소하였다. 하지만 SS 및 T-N 처리효율은 각각 96.4~96.6 및 82.6~83.1%로 방류수의 호기성조 재처리 여부에 상관없이 유사한 처리효율을 보였다. 이와 같이 BOD, COD 및 T-P의 처리효율이 미미하게 감소된 것은 2차 처리인 호기성조에 재처리하기 때문에 재처리수의 오염용수 체류시간이 비교적 짧아지고, 이들 체류시간과 관계가 깊은 미생물의 유기물 분해율이나 인의 흡착량이 상대적으로 줄어들기 때문으로 판단된다.

따라서 현장 시설원예지대 오염용수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 공법개선은 T-N과 T-P의 처리 효율 향상을 기대하기 힘든 공법으로 판단된다.

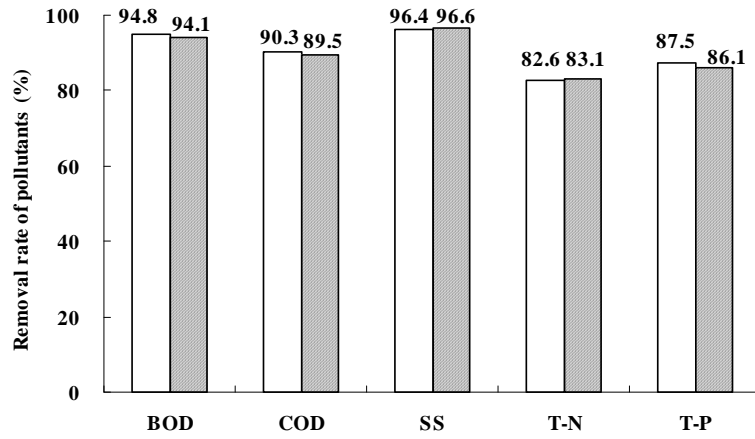


Fig. 3-62. Removal rate of pollutants in the effluent according to re-treatment of effluent into aerobic bed.

□ : Normal treatment,

▨ : Re-treatment of effluent into aerobic bed.



다) 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 효율 조사는 오염용수처리장의 혐기성조에 유입되는 약  $60\sim 400 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 유입수를 1차 처리조인 혐기성조에 약 90%인  $54\sim 360 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 을 주입하고, 유입수 중 약 5%인  $3\sim 20 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 은 1차 처리조인 혐기성조를 거치지 않고 2차 처리조인 호기성조에 직접 주입하였으며, 유입수 중 약 5%인  $3\sim 20 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 의 유입수는 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조를 거치지 않고 3차 처리조인 혐기성조에 직접 주입시켜 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-63에서 보는 바와 같다.

오염용수 원수의 호기성조와 혐기성조에 동시 주입시 방류수의 BOD, COD, T-N 및 T-P 처리효율은 각각 96, 92, 84 및 89%로 오염용수 원수를 혐기성조와 호기성조에 동시 주입하지 않은 경우에 비해 미미하게 처리효율이 증가되었다. 특히, T-N 및 T-P의 처리효율은 각각 1.8 및 1.9%정도 증가되었다. 하지만 SS 처리효율은 오염용수 원수의 호기성조와 혐기성조에 동시 주입 여부에 상관없이 96.4~97.9%로 유사하였다. 이와 같이 T-N 및 T-P 처리효율이 미미하게 증가된 것은 2차 호기성조와 3차 혐기성조에서 오염용수를 직접 주입함으로써 미생물에 의한 탈질과 인 흡수와 관련된 탄소원을 제공하고, 이로 인해 미생물의 영양균형을 어느 정도 맞춰주기 때문으로 사료된다.

따라서 시설원예지대 오염용수처리장에서 오염용수 원수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 공법개선은 T-N과 T-P의 처리 효율 향상을 기대할 수 있는 공법으로 사료되었다.

이상의 결과를 요약하면 질소 및 인 처리효율 극대화를 위해 수처리 공법개선을 한 결과 오염용수의 호기성조와 혐기성조 동시 주입에 따른 수처리 공법개선의 경우 질소와 인의 수처리 효율향상을 기대할 수 있었으나, 방류수의 혐기성조 재처리 및 방류수의 호기성조 재처리에 다른 수처리 공법개선은 질소 및 인의 수처리 효율을 향상을 기대하기에 부적합한 공법이었다.

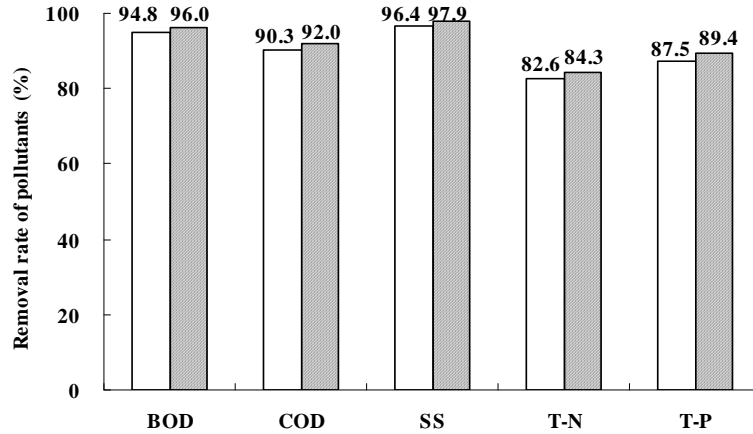


Fig. 3-63. Removal rate of pollutants in the effluent according to addition of raw water in anaerobic (1<sup>st</sup>) and aerobic (2<sup>nd</sup>) beds in agricultural water treatment plant.

□ : Normal treatment,

▨ : Addition of raw water in anaerobic and aerobic beds.

#### 5) 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율

현장 오염용수처리장에서 오염용수의 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법별 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에 오염용수가 유입되기 전에 전처리를 위한 침전조를 가로 0.5 m × 세로 0.5 m × 높이 1.0 m로서 용량이 0.25 m<sup>3</sup>되게 시공하였다. 오염용수 전처리 유무에 따른 수처리 효율 조사는 일시적인 과잉의 부하량에 따른 다량의 침전물 및 토사 등의 침전물의 영향을 조사하기 위해 시설원예지대에서 유출되는 오염용수를 침전조에서 전처리한 후 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장으로 유입되어 처리되는 조건과 오염용수를 침전조를 거치지 않고 직접 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장으로 유입되어 처리되는 조건하에서 각각 한 달 동안의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 수처리효율을 조사하였고, 그 결과는 Fig. 3-64에서 보는 바와 같다.

오염용수 전처리 유무에 따른 방류수 중 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 전처리를 하지 않은 조건과 전처리를 한 두 조건 모두에서 별 차이 없이 각각 94.

8~95.1, 90.3~90.5, 82.6~82.8 및 87.5~89.1%정도 이었고, SS의 처리효율은 전처리를 한 조건이 97.9%로 전처리를 하지 않은 조건의 96.4%에 비해 약간 높은 경향이였다. 이와 같이 오염용수 전처리 유무가 SS의 처리 효율에만 영향을 미치는 것은 비점오염원의 특성상 오염용수가 불규칙하고 변동이 심하여 쉽게 토사나 부유물이 유입되기 때문으로 판단된다. 우리나라는 기후의 특성상 여름철에 집중강우로 인해 순간적인 부하량 증가가 주변 토사와 다량의 부유물을 오염용수처리장으로 유입될 수 있는 가능성이 있고, 이것은 나중에 여재의 공극을 폐쇄시켜 오염용수처리장의 수명을 감소시킬 수 있는 요인이 될 수 있다. 따라서 본 비점오염원의 전처리 여부는 장기간 관찰이 필요할 것으로 판단되며, 향후 투수속도와 연관을 맺어 장기간 조사할 필요가 있을 것으로 판단된다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 현장 오염용수처리장에서 전처리 유무는 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율에는 큰 영향이 없었고, SS의 처리효율만 약간 향상되었는데 이는 시설원예지대의 유출수중에 토양이 오염용수로 일부 유입되어 전처리인 침전에 의해 처리되었기 때문으로 사료된다. 따라서 현장 오염용수처리장의 수처리 효율적인 측면에서는 필요 없을 것으로 판단되나, 향후 오염용수처리장의 장기간 사용을 위해서는 침전조를 두는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

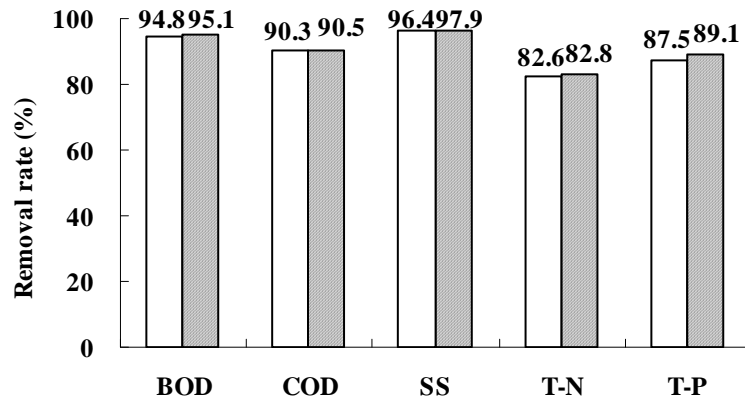


Fig. 3-64. Removal rate of BOD, COD, SS, T-N and T-P in the effluent according to the pre-treatment in agricultural water treatment plant.

□ : None pre-treatment of polluted agricultural water,  
 ▨ : Pre-treatment of polluted agricultural water.

#### 6) 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율

현장 오염용수처리장에서 오염용수의 주입방법에 따른 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법별 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 시설원예지대의 불규칙한 유출량에 대한 현장 오염용수처리장의 대응성을 조사하기 위해 오염용수의 주입방법을 연속주입과 간헐주입 및 장기간 운전정지 후 연속주입으로 나누어 수처리효율을 조사하였고, 그 결과는 Fig. 3-65에서 보는 바와 같다.

오염용수 주입방법에 따른 방류수중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 연속주입 및 운전정지 후 연속주입이 각각 93~95, 89~90, 94~96, 86~88 및 86~88%로 간헐주입에 비해 약간 높았다. 이는 간헐적 주입의 경우 동일한 양을 주입하지만 간헐적으로 주입하기 때문에 순간적인 부하량이 많아 오염용수의 체류시간이 감소하기 때문인 것으로 사료된다. 또한 장기간 운전정지 후 연속주입은 연속주입에 비해 미미하지만 약간 낮은 결과를 보였는데 이는 운전정지 동안 영양분의 공

급이 없어 미생물의 생육이 원활하지 않기 때문으로 재가동 후 어느 정도 적응이 필요할 것으로 사료된다. 하지만 이들 처리효율이 큰 차이가 나지 않은 것은 본 오염용수처리장에는 여재, 수초 및 미생물이 수질과 공존하는 습지의 특성상 일정기간동안 영양물질의 공급이 없더라도 오염용수처리장에는 큰 지장이 없을 것으로 판단된다. 따라서 본 오염용수처리장은 오염용수 주입방법에 따라 수처리 효율이 별 차이가 없었기 때문에 간헐적인 주입과 오염용수 부하변동이 심한 비점오염원인 시설원예지대 오염용수에 가장 적합한 공법으로 사료된다.

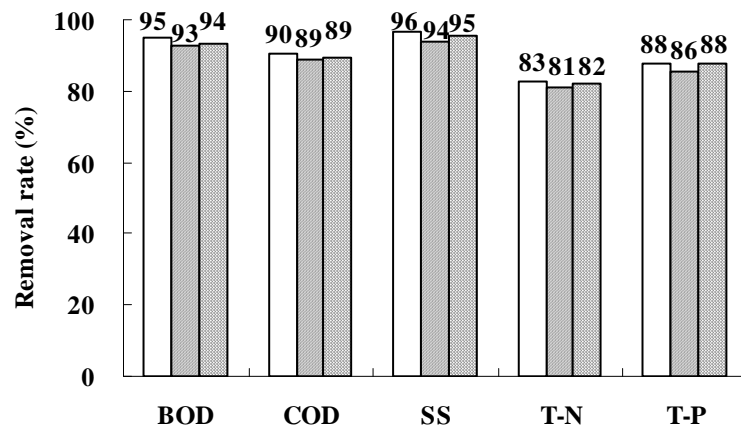


Fig. 3-65. Removal rate of pollutants in the effluent according to injection method in agricultural water treatment plant.

- : Continuous injection method,
- ▨ : Intermittent injection method,
- ▩ : Ordinary operation after long breakdown.

#### 7) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비

현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 반응비 ( $C/C_0$ ) 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 처리단계별 오염물질의 처리 경향을 파악하기 위해 1개월 동안 유입된 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 초기농도( $C_0$ )에 대한 각 처리조의 체류시간별 처리수( $C$ )의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사하였다. 체류시간은 1차 처리조인 혐기성조에서는 0.9, 1.8, 2.7 day, 2차 처리조인 호기성조에서는 2.7, 3.0 day 및 3차 처리조인 혐기성조에서는 3.0, 3.9, 4.8, 5.6 day로 하였고, 그 결과는 다음과 같다.

##### 가) BOD

자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서 체류시간에 따른 BOD의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사한 결과는 Fig. 3-66에서 보는 바와 같다. 오염용수원수중 BOD는 1차 처리조인 혐기성조에서  $C/C_0=0.068 \times \text{HRT}^2 - 0.401 \times \text{HRT} + 0.994$  ( $r=0.997^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, BOD 반응비가 체류시간 0, 0.9, 1.8 및 2.7 day에서 각각 1, 0.67, 0.51 및 0.40으로 반응비 감소폭이 0.33 (0~0.9 day), 0.16 (0.9~1.8 day) 및 0.11 (1.8~2.7 day)이었다. 이는 BOD가 초기 유입되어 체류시간 0~0.9 day까지 혐기성조에서 처리되는 60%의 BOD중 33%가 처리되어 BOD 감소율은  $36.4\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 BOD가 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 0.9 day이후부터 체류시간이 경과함에 따라 점점 처리효율이 감소되는 경향으로 체류시간 1.8~2.7 day동안의 BOD 감소율은  $12.2\% \text{ day}^{-1}$ 으로 감소됨을 알 수 있었다. 이는 BOD가 초기 유입되어 혐기성조의 표층부분의 일부 호기성미생물에 의한 것으로 판단되었다. 이와 같은 결과는 일반적으로 호기성미생물은 혐기성미생물에 비해 다량의 유기물을 이용하여 왕성한 대사활동을 하기 때문이다.

혐기성조에 의해 1차 처리된 후 2차 처리인 호기성조에 유입된 처리수중 BOD는  $C/C_0=-0.930 \times \text{HRT} + 2.915$  ( $r=1.000^{**}$ )의 1차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, BOD 반응비가 체류시간 2.7, 3.0 day에서 각각 0.40 및 0.125로 반응비 감소폭이 0.27 (2.7~3.0 day)이었다. 이는 BOD가 2차 처리조인 호기성조에 유입되어 원수의 BOD중 27%가 처리되는 것으로서 BOD 감소율은  $90.0\% \text{ day}^{-1}$ 로 1차 처리조인 혐기성조에 비해 매우 높았다. 이는 2차 처리조인 호기성조의 경우 1차 처리조인 혐

기성조에 비해 체류시간은 0.3 day로 매우 짧지만 호기성조의 이중통풍형구조로 인해 원활한 산소가 공급됨으로서 분해속도가 빠른 호기성 미생물에 의해 BOD성 오염물질들이 많이 처리되었기 때문에 사료되었다.

1차 처리조인 혐기성조를 거쳐 호기성조에 의해 2차 처리 된 후 3차 처리인 혐기성조에 유입된 처리수중 BOD는  $C/C_0=0.005 \times \text{HRT}^2 - 0.070 \times \text{HRT} + 0.291$  ( $r=0.999^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, BOD 반응비가 체류시간 3.0, 3.9, 4.8 및 5.6 day에서 각각 0.13, 0.09, 0.07, 및 0.05로 반응비 감소폭이 0.04 (3.0~3.9 day), 0.02 (3.9~4.8 day) 및 0.02 (4.8~5.6 day)이었다. 이는 BOD가 3차 처리조인 혐기성조에 유입되어 체류시간 3.0에서 3.9 day까지 혐기성조에서 처리되는 8%의 BOD중 4%가 처리되어 BOD 감소율은  $4.4\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 BOD가 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 3.9~4.8 day 및 4.8~5.6 day까지 BOD 감소율은 각각  $2.0\% \text{ day}^{-1}$ 으로 처리효율이 감소되는 경향으로 2차 처리조인 호기성조에 비해 매우 낮은 처리효율을 보였고, 동일한 조건의 1차 처리조인 혐기성조에 비해서도 처리효율이 감소되었다. 이는 3차 처리조인 혐기성조에서는 이미 1차와 2차 처리에서 대부분의 BOD가 처리되었기 때문에 소비될 유기물이 부족하기 때문으로 판단되었다. 따라서 BOD처리를 위해서는 3차 처리조는 큰 역할을 하지 않는 것으로 판단되었다. 하지만 3차 처리조의 경우 비점오염원의 일시적인 부하량 증가에 대한 대책으로 반드시 필요할 것으로 판단되었다.

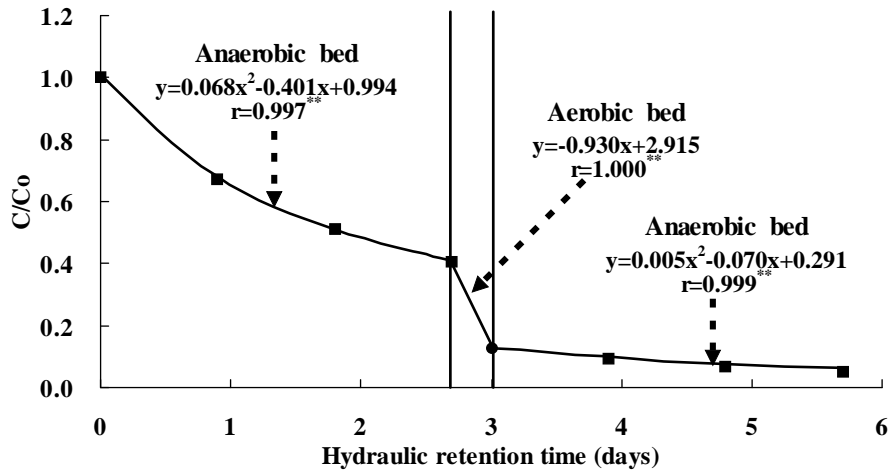


Fig. 3-66. Reaction ratio ( $C/C_0$ ) of BOD in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

#### 나) COD

자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서 체류시간에 따른 COD의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사한 결과는 Fig. 3-67에서 보는 바와 같다. 오염용수원수중 COD는 1차 처리조인 혐기성조에서  $C/C_0 = 0.072 \times \text{HRT}^2 - 0.382 \times \text{HRT} + 0.996$  ( $r = 0.997^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, COD 반응비가 체류시간 0, 0.9, 1.8 및 2.7 day에서 각각 1, 0.70, 0.56 및 0.49로 반응비 감소폭이 0.30 (0~0.9 day), 0.14 (0.9~1.8 day) 및 0.07 (1.8~2.7 day)이었다. 이는 COD가 초기 유입되어 체류시간 0~0.9 day까지 1차 처리 혐기성조에서 처리되는 51%의 COD중 30%가 처리되어 COD 감소율은  $33.3\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 COD가 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 0.9 day이 후부터 체류시간이 경과함에 따라 점점 처리효율이 감소되는 경향으로 체류시간 1.8~2.7 day동안의 COD 감소율은  $7.78\% \text{ day}^{-1}$ 로 급격하게 감소됨을 알 수 있었다. 이



는 COD가 초기 유입되어 1차 처리조인 혐기성조의 표층부분의 일부 호기성미생물에 의한 것으로 판단되었다. 이와 같은 결과는 일반적으로 호기성미생물은 혐기성미생물에 비해 다량의 유기물을 이용하여 왕성한 대사활동을 하기 때문이다.

1차 처리조인 혐기성조에 의해 1차 처리된 후 2차 처리 호기성조에 유입된 처리수중 COD는  $C/C_0 = -0.943 \times \text{HRT} + 3.034$  ( $r = 1.000^{**}$ )의 1차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, COD 반응비가 체류시간 2.7, 3.0 day에서 각각 0.49 및 0.20로 반응비 감소폭이 0.29 (2.7~3.0 day)이었다. 이는 COD가 2차 처리조인 호기성조에 유입되어 원수의 COD중 29%가 처리되는 것으로서 COD 감소율은  $97\% \text{ day}^{-1}$ 로 혐기성조에 비해 매우 높았다. 이는 호기성조의 경우 혐기성조에 비해 체류시간은  $0.3 \text{ day}^{-1}$ 로 매우 짧지만 2차 처리조인 호기성조의 이중통풍형구조로 인해 원활한 산소가 공급됨으로서 분해속도가 빠른 호기성 미생물에 의해 COD성 오염물질들이 많이 처리되었기 때문으로 사료되었다.

1차 처리조인 혐기성조를 거쳐 호기성조에 의해 2차 처리된 후 3차 처리인 혐기성조에 유입된 처리수중 BOD는  $C/C_0 = 0.016 \times \text{HRT}^2 - 0.180 \times \text{HRT} + 0.596$  ( $r = 0.981^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, BOD 반응비가 체류시간 3.0, 3.9, 4.8 및 5.6 day에서 각각 0.204, 0.135, 0.113, 및 0.097로 반응비 감소폭이 0.069, 0.022 및 0.016이었다. 이는 COD가 3차 처리조인 혐기성조에 유입되어 체류시간 3.0에서 3.9 day까지 혐기성조에서 처리되는 10.7%의 COD중 6.9%가 처리되어 COD 감소율은  $7.67\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 COD가 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 3.9~4.8 day 및 4.8~5.6 day까지 COD 감소율이 각각  $2.20\% \text{ day}^{-1}$  및  $1.6\% \text{ day}^{-1}$ 으로 처리효율이 감소되는 경향으로 2차 처리조인 호기성조에 비해 매우 낮은 처리효율을 보였고, 동일한 조건의 1차 처리조인 혐기성조에 비해서도 처리효율이 감소되었다. 이는 3차 처리조인 혐기성조에서는 이미 1차와 2차 처리에서 대부분의 COD가 처리되었기 때문으로 소비될 유기물이 부족하기 때문으로 판단되었다. 따라서 COD처리를 위해서는 3차 처리조인 혐기성조는 큰 역할을 하지 못하는 것으로 판단되었다. 하지만 3차 처리조인 혐기성조의 경우 비점오염원의 일시적인 부하량 증가에 대한 대비책으로 반드시 필요할 것으로 판단되었다.

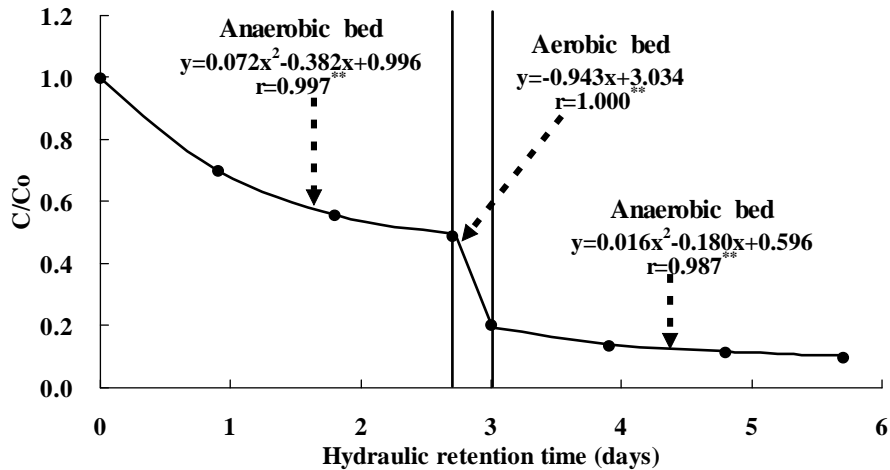


Fig. 3-67. Reaction ratio ( $C/C_0$ ) of COD in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

#### 다) SS

자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서 체류시간에 따른 SS의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사한 결과는 Fig. 3-68에서 보는 바와 같다. 오염용수원수중 SS는 1차 처리인 혐기성조에서  $C/C_0=0.078 \times \text{HRT}^2 - 0.466 \times \text{HRT} + 0.997$  ( $r=0.999^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, SS 반응비가 체류시간 0, 0.9, 1.8 및 2.7 day에서 각각 1, 0.63, 0.42 및 0.30으로 반응비 감소폭이 0.37 (0~0.9 day), 0.21 (0.9~1.8 day) 및 0.12 (1.8~2.7 day)이었다. 이는 SS가 초기 유입되어 체류시간 0.9 day까지 혐기성조에서 처리되는 70%의 SS중 37%가 처리되어 SS 감소율은 41%  $\text{day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 SS가 처리되는 경향이었다. 체류시간 1.8~2.7 day동안의 SS 감소율은 13%  $\text{day}^{-1}$ 으로 급격하게 감소됨을 알 수 있었다.

혐기성조에 의해 1차 처리된 후 2차 처리인 호기성조에 유입된 처리수중 SS는  $C/C_0=-0.733 \times \text{HRT} + 2.282$  ( $r=1.000^{**}$ )의 1차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, SS 반응비가 체류시간 2.7, 3.0 day에서 각각 0.302 및 0.082로 반응비 감소폭이 0.22 (2.7~3.0 day)이었다. 이는 SS가 2차 처리조인 호기성조에 유입되어 원수의

SS중 22%가 처리되는 것으로서 SS 감소율은  $73\% \text{ day}^{-1}$ 이었다.

1차 처리조인 혐기성조를 거쳐 호기성조에 의해 2차 처리된 후 3차 처리조인 혐기성조에 유입된 처리수중 SS는  $C/C_0=0.008 \times \text{HRT}^2 - 0.086 \times \text{HRT} + 0.268$  ( $r=0.990^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, SS 반응비가 체류시간 3.0, 3.9, 4.8 및 5.6 day에서 각각 0.082, 0.051, 0.041 및 0.036으로 반응비 감소폭이 0.031 (3.0~3.9 day), 0.010 (3.9~4.8 day) 및 0.005 (4.8~5.6)이었다. 이는 SS가 3차 처리조인 혐기성조에 유입되어 체류시간 3.0에서 3.9 day까지 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 4.6%의 SS중 3.1%가 처리되어 SS 감소율은  $3.44\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 SS가 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 3.9~4.8 day 및 4.8~5.6 day까지 SS 감소율은 각각  $1.0\% \text{ day}^{-1}$  및  $0.5\% \text{ day}^{-1}$ 으로 처리효율이 감소되는 경향으로 2차 처리조인 호기성조에 비해 매우 낮은 처리효율을 보였고, 동일한 조건의 1차 처리조인 혐기성조에 비해서도 처리효율이 감소되었다. 이는 3차 처리조인 혐기성조에서는 이미 1차 처리조인 혐기성조에서 대부분의 SS가 여재의 필터 작용으로 처리되었기 때문으로 판단되었다. 따라서 SS처리를 위해서는 3차 처리조인 혐기성조는 큰 역할을 하지 못하는 것으로 판단되었다. 하지만 3차 처리조인 혐기성조의 경우 비점오염원의 일시적인 부하량 증가에 대한 대비책으로 반드시 필요할 것으로 판단되었다.

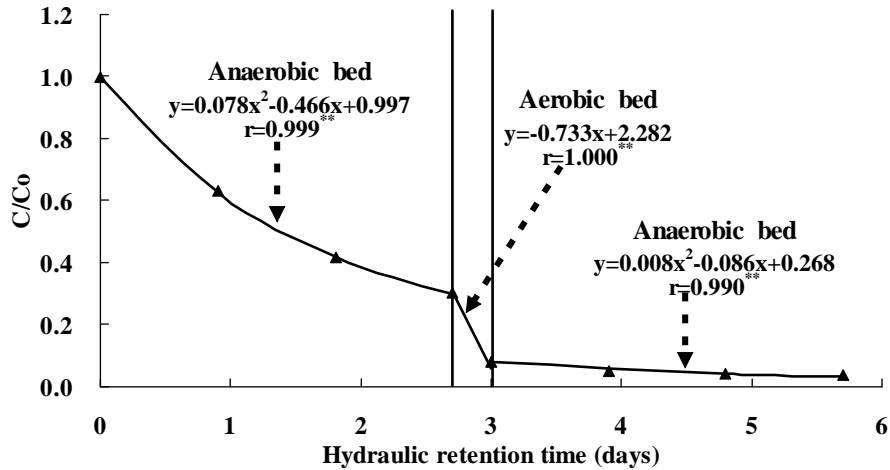


Fig. 3-68. Reaction ratio ( $C/C_0$ ) of SS in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

라) T-N

자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서 체류시간에 따른 오염물질의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사한 결과는 Fig. 3-69에서 보는 바와 같다. 오염용수원수중 T-N은 1차 처리조인 혐기성조에서  $C/C_0=0.066 \times \text{HRT}^2 - 0.396 \times \text{HRT} + 0.996$  ( $r=0.999^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, T-N 반응비가 체류시간 0, 0.9, 1.8 및 2.7 day에서 각각 1, 0.68, 0.51 및 0.41로 반응비 감소폭이 0.32 (0~0.9 day), 0.17 (0.9~1.8 day) 및 0.10 (1.8~2.7 day)이었다. 이는 T-N이 초기 유입되어 체류시간 0.9 day까지 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 59%의 T-N중 32%가 처리되어 T-N 감소율은 36%  $\text{day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 T-N이 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 0.9 day이후부터 체류시간이 경과함에 따라 점점 처리효율이 감소되는 경향으로 체류시간 1.8~2.7 day동안의 T-N 감소율은 11%  $\text{day}^{-1}$ 로 감소됨을 알 수 있었다.

전반적인 질소의 처리효율은 유입 초기에 높았는데 이는 오염용수원수중의 질소가 대부분  $\text{NO}_3\text{-N}$  형태로서 유입후 혐기성조의 탈질균에 의해  $\text{N}_2$ 나  $\text{N}_2\text{O}$ 로 탈질되기 때문으로 사료되었다.

혐기성조에 의해 1차 처리된 후 2차 처리인 호기성조에 유입된 처리수중 T-N은

$C/C_0 = -0.440 \times \text{HRT} + 1.595$  ( $r = 1.000^{**}$ )의 1차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, T-N 반응비가 체류시간 2.7, 3.0 day에서 각각 0.41 및 0.28로 반응비 감소폭이 0.13 (2.7~3.0 day)이었다. 이는 T-N이 호기성조에 유입되어 원수의 T-N중 13%가 처리되는 것으로서 T-N 감소율은  $43\% \text{ day}^{-1}$ 로 1차 처리조인 혐기성조에 비해 매우 높았다.

1차 처리조인 혐기성조를 거쳐 호기성조에 의해 2차 처리된 후 3차 처리인 혐기성조에 유입된 처리수중 T-N은  $C/C_0 = 0.009 \times \text{HRT}^2 - 0.113 \times \text{HRT} + 0.539$  ( $r = 0.996^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, T-N 반응비가 체류시간 3.0, 3.9, 4.8 및 5.6 day에서 각각 0.28, 0.23, 0.19 및 0.17로 반응비 감소폭이 0.09 (3.0~3.9 day), 0.05 (3.9~4.8 day) 및 0.04 (4.8~5.6 day)이었다. 이는 T-N이 3차 처리조인 혐기성조에 유입되어 체류시간 3.0에서 3.9 day까지 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 18%의 T-N중 9%가 처리되어 T-N 감소율은  $10\% \text{ day}^{-1}$ 으로 유입 초기에 대부분의 T-N이 처리되는 경향이었다. 하지만 체류시간이 3.9~4.8 day 및 4.8~5.6 day까지 T-N 감소율은 각각  $5.6\% \text{ day}^{-1}$  및  $5.0\% \text{ day}^{-1}$ 로 처리효율이 감소되는 경향으로 2차 처리조인 호기성조에 비해 매우 낮은 처리효율을 보였고, 동일한 조건의 1차 처리조인 혐기성조에 비해서도 처리효율이 감소되었다. 이는 3차 처리조인 혐기성조에서는 이미 1차와 2차 처리에서 대부분의 T-N이 처리되었기 때문에 소비될 T-N이 부족하기 때문으로 판단되었다. 따라서 T-N 처리를 위해서는 3차 처리조인 혐기성조는 큰 역할을 하지 못하는 것으로 판단되었다. 하지만 3차 처리조의 경우 비점오염원의 일시적인 부하량 증가에 대한 대비책으로 반드시 필요할 것으로 판단되었다.

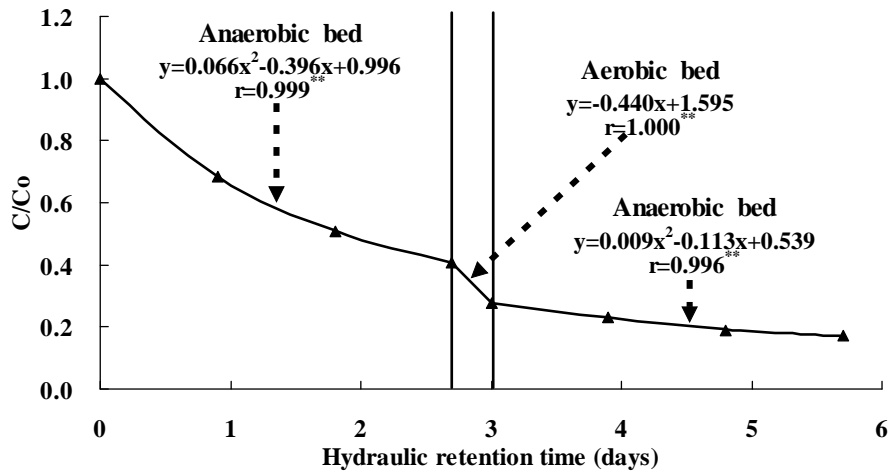


Fig. 3-69. Reaction ratio ( $C/C_0$ ) of T-N in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

마) T-P

자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서 체류시간에 따른 오염물질의 반응비 ( $C/C_0$ )를 조사한 결과는 Fig. 3-70에서 보는 바와 같다. 오염용수원수중 T-P는 1차 처리조인 혐기성조에서  $C/C_0 = 0.063 \times \text{HRT}^2 - 0.370 \times \text{HRT} + 0.998$  ( $r = 0.999^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, T-P 반응비가 체류시간 0, 0.9, 1.8 및 2.7 day에서 각각 1, 0.71, 0.54 및 0.46으로 반응비 감소폭이 0.29 (0~0.9 day), 0.17 (0.9~1.8 day) 및 0.08 (1.8~2.7 day)이었다. 이는 T-P가 초기 유입되어 체류시간 0.9 day까지 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 54%의 T-P중 29%가 처리되어 T-P 감소율은  $32\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 T-P가 처리되는 경향이였다. 하지만 체류시간이 0.9 day이후부터 체류시간이 경과함에 따라 점점 처리효율이 감소되는 경향으로 체류시간 1.8~2.7 day동안의 T-P 감소율은  $8.9\% \text{ day}^{-1}$ 로 감소됨을 알 수 있었다. 이는 인의 경우 기체 상태로의 처리 기작이 없이 식물 및 미생물에 의한 흡

수와 토양에의 흡착에 의한 제거가 대부분이므로 오염용수가 1차적으로 유입된 1차 처리조인 혐기성조에 많은 양의 T-P가 제거되었기 때문에 사료되었다.

혐기성조에 의해 1차 처리된 후 2차 처리조인 호기성조에 유입된 처리수중 T-P는  $C/C_0 = -0.752 \times \text{HRT}_x + 2.480$  ( $r = 1.000^{**}$ )의 1차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, T-P 반응비가 체류시간 2.7, 3.0 day에서 각각 0.46 및 0.23으로 반응비 감소폭이 0.23 (2.7-3.0 day)이었다. 이는 T-P가 2차 처리조인 호기성조에 유입되어 오염용수원수의 T-P중 23%가 처리되는 것으로서 T-P 감소율은  $77\% \text{ day}^{-1}$ 로 1차 처리조인 혐기성조에 비해 매우 높았다. 이는 2차 처리조인 호기성조의 경우 1차 처리조인 혐기성조에 비해 체류시간은 0.3 day로 매우 짧지만 흡착에 의한 인의 제거가 활발히 일어났기 때문에 사료되며, 1차 처리조인 혐기성조에서 제거 되고 남은 T-P가 지속적으로 제거되었기 때문에 사료되었다.

1차 처리조인 혐기성조를 거쳐 2차 처리조인 호기성조에 의해 2차 처리된 후 3차 처리조인 혐기성조에 유입된 처리수중 T-P는  $C/C_0 = 0.011 \times \text{HRT}_x^2 - 0.135 \times \text{HRT}_x + 0.533$  ( $r = 0.995^{**}$ )의 2차식과 일치되는 경향으로 처리되었으며, T-P 반응비가 체류시간 3.0, 3.9, 4.8 및 5.6 day에서 각각 0.23, 0.17, 0.15 및 0.13으로 반응비 감소폭이 0.06 (3.0~3.9 day), 0.02 (3.9~4.8 day) 및 0.02 (4.8~5.6 day)이었다. 이는 T-P가 3차 처리조인 혐기성조에 유입되어 체류시간 3.0에서 3.9 day까지 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 10%의 T-P중 6%가 처리되어 T-P 감소율은  $6.7\% \text{ day}^{-1}$ 로 유입 초기에 대부분의 T-P가 처리되는 경향이었다. 하지만 체류시간이 3.9~3.9 day 및 3.9~4.8 day까지 T-P 감소율은 각각  $2.2\% \text{ day}^{-1}$  및  $2.5\% \text{ day}^{-1}$ 으로 처리효율이 감소되는 경향으로 2차 처리조인 호기성조에 비해 매우 낮은 처리효율을 보였고, 동일한 조건의 1차 처리조인 혐기성조에 비해서도 처리효율이 감소되었다. 이는 3차 처리조인 혐기성조에서는 이미 1차와 2차 처리에서 대부분의 T-P가 처리되었기 때문에 소비될 T-P가 부족하기 때문에 판단되었다. 따라서 T-P 처리를 위해서는 3차 처리조인 혐기성조는 큰 역할을 하지 못하는 것으로 판단되었다. 하지만 3차 처리조인 혐기성조의 경우 비점오염원의 일시적인 부하량 증가에 대한 대비책으로 반드시 필요할 것으로 판단되었다.

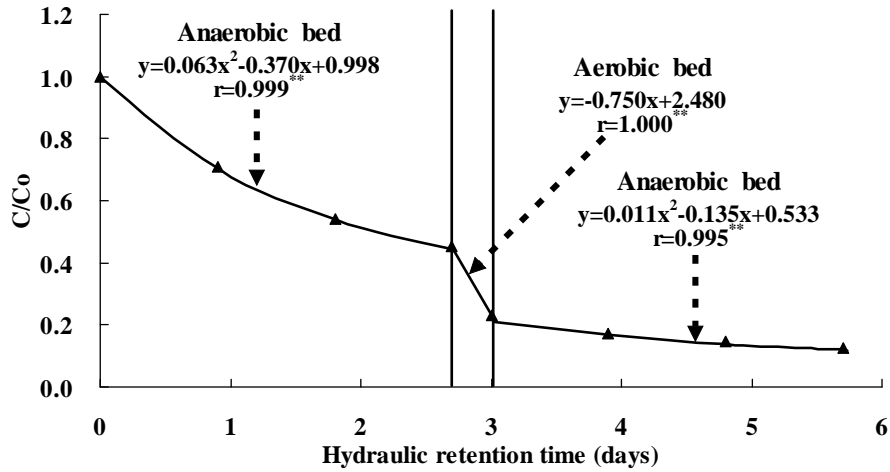


Fig. 3-70. Reaction ratio ( $C/C_0$ ) of T-P in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

8) 현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도

현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 분해속도 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 오염물질의 처리 경향을 파악하고, 이를 토대로 오염용수처리장의 설계 및 시공시 부지면적 감소와 오염물질의 처리효율 극대화를 위한 기초자료로 활용하기 위해 상기 7)항의 현장 오염용수처리장에서 오염물질의 반응비 조사 결과를 이용하여 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 분해속도를 조사하였으며, 각 오염물질의 분해속도는  $\ln(C/C_0) = -Kt$ 의 1차 반응을 이용하였고, 그 결과는 다음과 같다.



가) BOD

오염용수처리장에서 BOD의 분해속도는 Fig. 3-71 및 Table 3-35에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조에서 BOD의 분해속도 상수는  $0.33 \text{ day}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조에서 BOD의 분해속도 상수는  $3.91 \text{ day}^{-1}$ 이었으며, 최종처리인 3차처리조인 혐기성조의 BOD의 분해속도 상수는  $0.33 \text{ day}^{-1}$ 이었다.

따라서 분해속도는 2차 처리조인 호기성조가 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향으로 이는 2차 처리조인 호기성조에서는 이중통풍형 구조로 인해 원활한 산소가 공급됨으로서 분해속도가 빠른 호기성 미생물에 의해 BOD성 오염물질들이 많이 처리되었기 때문으로 사료되었다.

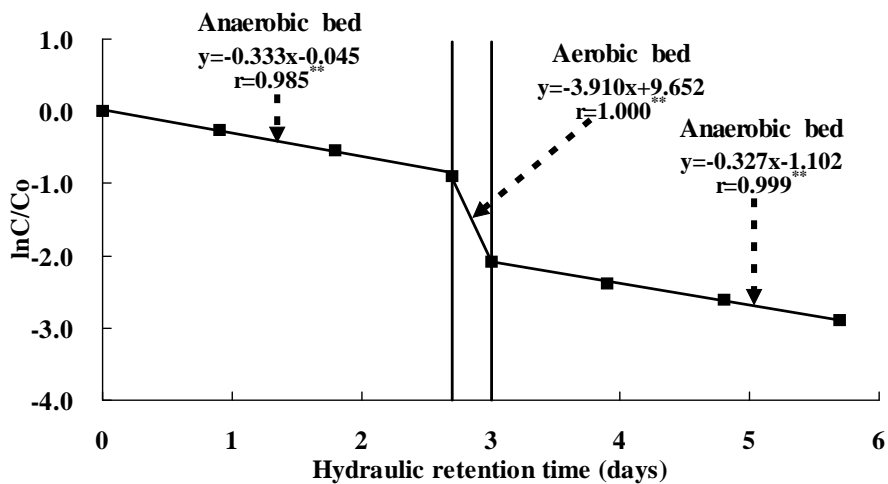


Fig. 3-71. Decomposition velocity of BOD in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

나) COD

오염용수처리장에서 COD의 분해속도는 Fig. 3-72 및 Table 3-35에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조에서 COD의 분해속도 상수는  $0.27 \text{ day}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조에서 COD의 분해속도 상수는  $2.90 \text{ day}^{-1}$ 이었으며, 최종처리인 3차 처리조인 혐기성조의 COD의 분해속도 상수는  $0.27 \text{ day}^{-1}$ 이었다.

따라서 분해속도는 2차 처리조인 호기성조가 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향으로 이는 호기성조에서는 이중통풍형구조로 인해 원활한 산소가 공급됨으로서 분해속도가 빠른 호기성 미생물에 의해 COD성 오염물질들이 많이 처리되었기 때문으로 사료되었다.

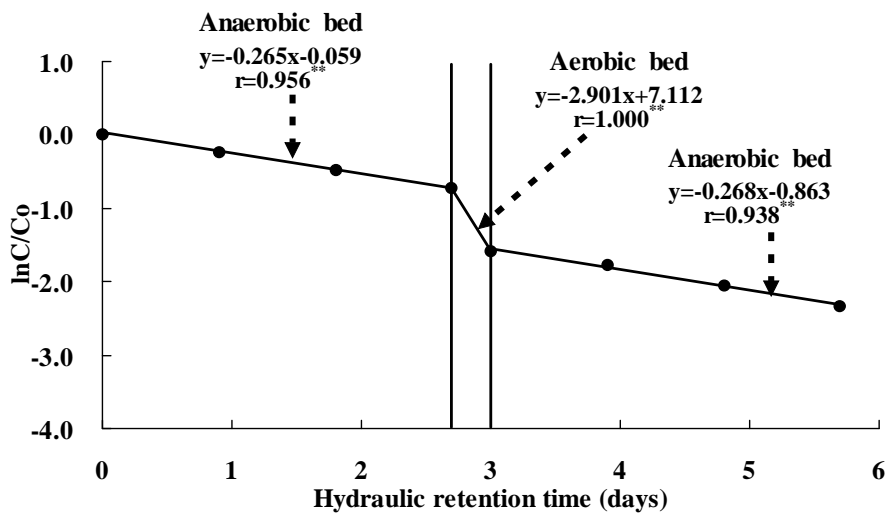


Fig. 3-72. Decomposition velocity of COD in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

다) SS

오염용수처리장에서 SS의 분해속도는 Fig. 3-73 및 Table 3-35에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조에서 SS의 분해속도 상수는  $0.45$

day<sup>-1</sup>이었고, 2차 처리조인 호기성조에서 SS의 분해속도 상수는 4.35 day<sup>-1</sup>이었으며, 최종처리인 3차 처리조인 혐기성조의 SS의 분해속도 상수는 0.30 day<sup>-1</sup>이었다.

따라서 분해속도는 2차 처리조인 호기성조가 1차 및 2차 처리조인 혐기성조에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향으로 이는 호기성조에서는 혐기성조에 비해 체류 시간이 길지 않기 때문에 제거 속도가 빠른 것으로 판단된다.

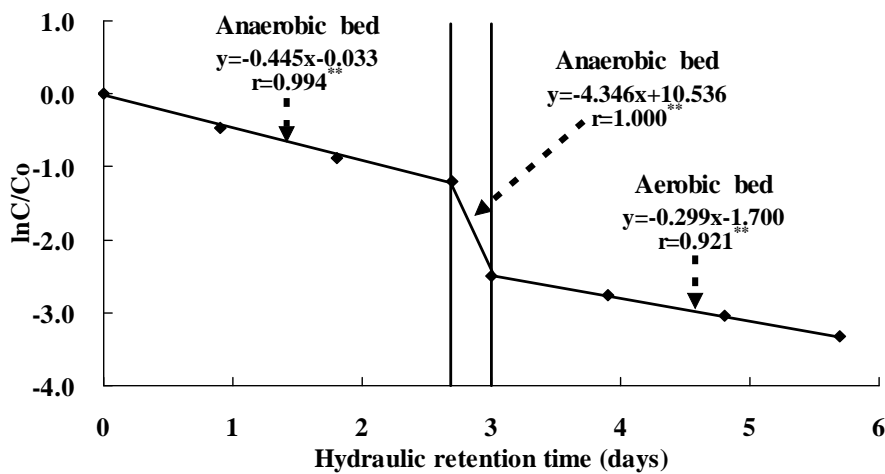


Fig. 3-73. Decomposition velocity of SS in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

#### 라) T-N

오염용수처리장에서 T-N의 분해속도를 조사한 결과는 Fig. 3-74 및 Table 3-35에서 보는바와 같다. 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조에서 T-N의 분해속도 상수는 0.33 day<sup>-1</sup>이었고, 2차 처리조인 호기성조에서 T-N의 분해속도 상수는 1.31 day<sup>-1</sup>이었으며, 최종처리인 3차 처리조인 혐기성조의 T-N의 분해속도 상수는 0.17 day<sup>-1</sup>이었다. T-N의 분해속도는 전반적으로 BOD와 비슷한 경향으로 호기성조가 혐기성조에 비해 빨랐으나, BOD에 비해서는 비교적 큰 차이가 없었다. 이는 질소의 경우 호기성조의 질산화와 혐기성조의 탈질이 동시에 수행되어야 탈질에 의한 질소의

처리가 가능하기 때문에 판단되었다.

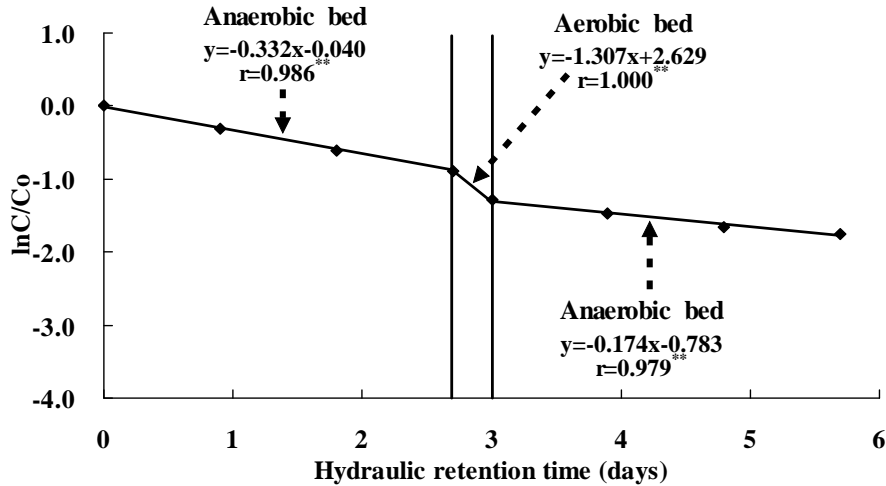


Fig. 3-74. Decomposition velocity of T-N in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

마) T-P

오염용수처리장에서 T-P의 분해속도를 조사한 결과는 Fig. 3-75 및 Table 3-35에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조에서 T-P의 분해속도 상수는  $0.30 \text{ day}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조에서 T-P의 분해속도 상수는  $2.13 \text{ day}^{-1}$ 이었으며, 최종처리인 3차 처리조인 혐기성조의 T-P의 분해속도 상수는  $0.22 \text{ day}^{-1}$ 이었다. T-P의 분해속도도 BOD와 T-N이 비슷한 경향으로 전반적으로 2차 처리조인 호기성조가 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에 비해 빨랐다. 이와 같이 호기성조에서 분해속도가 혐기성조에 비해 빠른 것은 여재에 의한 흡착과 함께 호기성 상태에서 미생물은 인을 흡수하기 때문으로 판단되었다. 하지만 혐기성조에서 분해속도가 호기성조에 비해 느린 것은 여재에 의한 흡착은 일어나나 미생물의 경우 혐기적인 조건에서 인을 방출하기 때문으로 판단되었다.

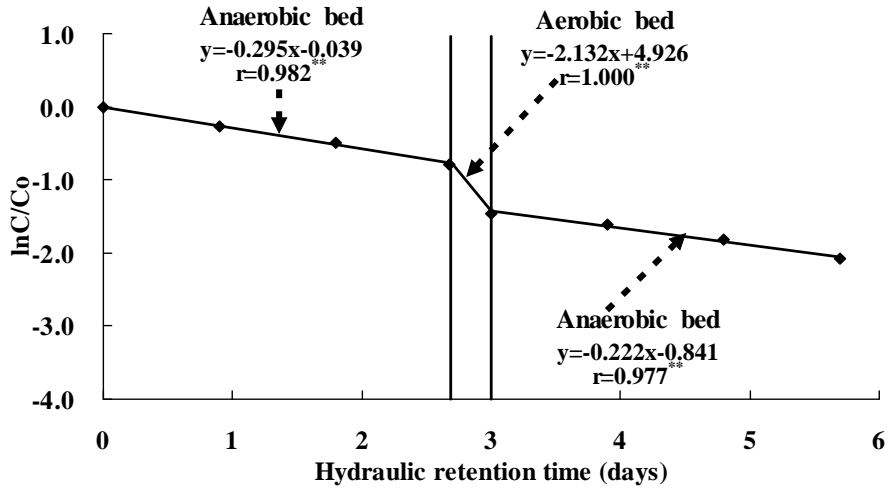


Fig. 3-75. Decomposition velocity of T-P in the water according to the hydraulic retention time in water treatment plant.

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

Table 3-35. Decomposition velocity constant(K) of pollutants and correlation coefficient(r) in agricultural water treatment plant

	Anaerobic bed		Aerobic bed		Anaerobic bed	
	K (day <sup>-1</sup> )	Correlation coefficient (r)	K (day <sup>-1</sup> )	Correlation coefficient (r)	K (day <sup>-1</sup> )	Correlation coefficient (r)
BOD	0.333	0.985 <sup>**</sup>	3.910	1.000 <sup>**</sup>	0.327	0.999 <sup>**</sup>
COD	0.265	0.956 <sup>**</sup>	2.901	1.000 <sup>**</sup>	0.268	0.938 <sup>**</sup>
SS	0.455	0.994 <sup>**</sup>	4.346	1.000 <sup>**</sup>	0.299	0.921 <sup>**</sup>
T-N	0.332	0.986 <sup>**</sup>	1.307	1.000 <sup>**</sup>	0.174	0.979 <sup>**</sup>
T-P	0.295	0.982 <sup>**</sup>	2.132	1.000 <sup>**</sup>	0.222	0.977 <sup>**</sup>

(\* and \*\* denote significance at 5.0 and 1.0% levels, respectively)

#### 9) 이상기후에서의 수처리 효율

현장 오염용수처리장은 외부환경에 그대로 노출되어 있기 때문에 우리나라의 기후 특성상 정상적인 환경이 아닌 장마기나 폭한기의 이상기후에 처할 경우가 매년 발생되기 쉽다. 따라서 이상기후에서의 수처리 효율 조사는 이상기후에 대한 대응성을 조사하기 위해 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법별 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장의 환경조건을 장마기 및 폭한기의 이상기후로 구분하여 수처리효율을 조사하였고, 그 결과는 Fig. 3-76에서 보는 바와 같다.

이상기후에서 방류수 중의 BOD 처리효율은 폭한기가 91%로 연평균 처리효율과 장마기의 93~95%에 비해 미미하게 감소하였다. 이와 같이 폭한기의 낮은 기온으로 수생식물이 대부분 고사하고 미생물의 생육환경이 좋지 않음에도 불구하고 폭한기의 BOD 처리효율이 큰 폭으로 감소하지 않은 것은 본 시설원예지대 오염용수처리장이 모두 지면 밑에 설치되어 있어 지온을 이용할 수 있고, 또한 겨울에 고사된 수생식물이 표면을 덮어서 보온작용을 하기 때문으로 사료된다. 또한 장마기의 경우 연평균 처리효율과 별 차이가 없었는데 이는 강우에 의해 오염용수의 부하량이 증가하지만 본 오염용수처리장에 유입되는 오염용수자체가 시설원예지대의 비점오염원으로 평상시에도 오염용수 부하량의 증가폭이 심하기 때문에 큰 영향이 없는 것으로 판단된다.

이상기후에서의 방류수 중의 COD 처리효율은 BOD 처리효율과 비슷한 경향으로 연평균 처리효율, 장마기 및 폭한기가 각각 90, 88 및 88%로 연평균 처리효율이 미미하게 높았다. 방류수 중의 SS 처리효율은 모든 조건에서 별 차이 없이 96~98%로 매우 높은 처리효율을 보였다. 이는 본 자연정화공법에 의한 오염용수처리장은 주로 여재에 의한 여과에 의해 처리되므로 이상기후에 상관없이 일정한 처리효율을 나타내었다.

이상기후에서의 방류수 중의 T-N 처리효율은 연평균처리효율과 장마기가 각각 83 및 82%로 폭한기의 80%에 비해 약간 높았다. 이와 같이 폭한기의 T-N 처리효율이 큰 폭으로 감소하지 않은 것은 본 오염용수처리장이 모두 지면 밑에 설치되어 있어 지온을 이용할 수 있고, 또한 겨울에 고사된 수생식물이 표면을 덮어서 보온작용을 하기 때문으로 사료된다. 방류수 중의 T-P 처리효율은 연평균 처리효율이 88%로 장마기 및 폭한기의 86 및 86%에 비해 미미하게 낮았으나, 전반적으로 86%

이상의 높은 처리효율을 보였다. 이는 장마기에는 유입 부하량의 증가로 인한 오염 용수의 체류시간이 감소되어 흡착이나 침전에 의한 인 처리효율이 감소했기 때문으로 판단되며, 혹한기에는 미생물의 생육저하와 식물의 고사로 인해 인의 처리효율이 감소하는 것으로 판단된다.

따라서 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장에서 장마기 및 혹한기 등의 극단적인 이상기후가 발생되더라도 오염용수처리에는 전혀 문제가 없을 것으로 판단되었다.

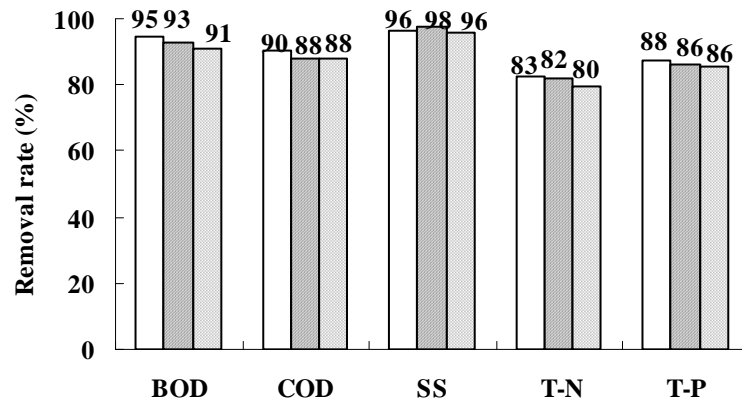


Fig. 3-76. Removal rate of pollutants in agricultural water treatment plant under the condition of abnormal climate.

□ : Normal treatment, ▨ : Rainy season, ▩ : Brutal cold season.

#### 10) 계절별 수처리 효율

계절별 수처리 효율 조사는 우리나라 계절별 수처리 효율 특성을 조사하기 위해 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지의 수처리 결과 모두를 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하여 각 계절별 평균 오염용수 처리효율을 조사하였고, 그 결과는 다음과 같다.

##### 가) BOD

자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장 운전 2년간 방류수 중 BOD의 처리 효율을 계절별로 조사한 결과는 Fig. 3-77에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에서 계절에 따른 방류수 중 BOD 처리효율은 봄, 여름 및 가을이 각각 98.1, 98.1 및 97.4%로 매우 높았고, 겨울이 96.8%로 다른 계절에 비해 미미하게 낮았으나, 전반적으로 모든 계절에서 96%이상의 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 겨울철은 기온이 낮아 수생식물이 대부분 고사하고 미생물의 생육환경이 좋지 않음에도 불구하고 겨울의 BOD 처리효율이 큰 폭으로 감소하지 않은 것은 본 오염용수처리장이 모두 지면 밑에 설치되어 있어 지온을 이용할 수 있고, 또한 겨울에 고사된 수생식물이 표면을 덮어서 보온작용을 하기 때문으로 사료된다.

##### 나) COD

자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장 운전 2년간 방류수 중 COD의 처리 효율을 계절별로 조사한 결과는 Fig. 3-78에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에서 계절에 따른 방류수 중 COD 처리효율은 여름과 가을이 각각 90.7 및 90.5%로 봄과 겨울의 89.9 및 89.2%에 비해 미미하게 높았으나, 전반적으로 모든 계절에서 89%이상의 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 겨울철에도 COD 처리효율이 높은 것은 고사한 수생식물들이 오염용수처리장의 표면을 덮어서 생성되는 보온효과와 오염용수처리장 주변의 지온으로 미생물의 활성이 크게 떨어지지 않았기 때문인 것으로 사료된다.



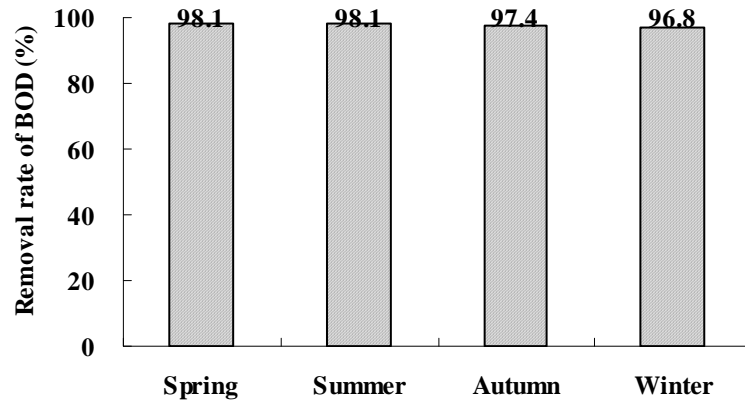


Fig. 3-77. Average removal rate of BOD in agricultural water treatment plant on seasons.

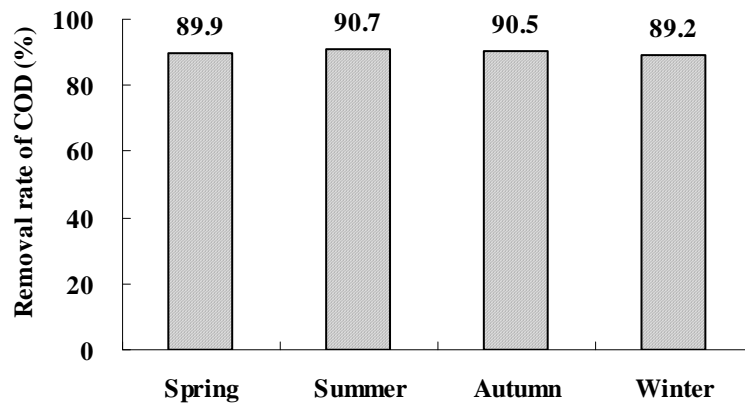


Fig. 3-78. Average removal rate of COD in agricultural water treatment plant on seasons.

#### 다) SS

자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장 운전 2년간 방류수 중 SS의 처리 효율을 계절별로 조사한 결과는 Fig. 3-79에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에서 계절에 따른 방류수 중 SS 처리효율은 봄, 여름, 가을 및 겨울이 각각 96.2, 97.4, 97.0 및 96.6%로서 계절에 상관없이 매우 높았다. 이와 같이 SS의 처리효율이 계절에 따라 별 차이 없는 것은 본 자연정화공법에 의한 오염용수처리장은 주로 여재에 의한 여과에 의해 처리되므로 계절이나 온도에 관계없이 일정한 처리효율을 나타내기 때문으로 사료된다.

#### 라) T-N

자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장 운전 2년간 방류수 중 T-N의 처리 효율을 계절별로 조사한 결과는 Fig. 3-80에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에서 계절에 따른 방류수 중 T-N의 처리효율은 봄, 여름 및 가을이 각각 83.2, 83.5 및 82.8%로 겨울의 80.1%에 비해 약간 높았으나, 전반적으로 모든 계절에서 80%이상의 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 겨울철에도 T-N의 처리효율이 높은 것은 BOD와 COD와 마찬가지로 고사한 수생식물들이 오염용수처리장의 표면을 덮어서 생성되는 보온효과와 오염용수처리장 주변의 지온으로 미생물의 활성이 크게 떨어지지 않았기 때문인 것으로 사료된다.

#### 마) T-P

자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장 운전 2년간 방류수 중 T-P의 처리 효율을 계절별로 조사한 결과는 Fig. 3-81에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에서 계절에 따른 방류수 중 T-P 처리효율은 봄, 여름, 가을 및 겨울이 각각 88.6, 87.1, 87.0 및 87.3%로서 계절에 상관없이 매우 높았다. 이와 같이 T-P의 처리효율이 계절에 따라 별 차이 없이 높은 처리효율로 처리되는 것은 혼합여재중 혼합되어 있는 방해석 때문으로 이들 방해석의 주성분이 대부분  $\text{CaCO}_3$ 형태로 이루어져 있으므로 정석법에 의해 인이 흡착 및 침전으로 처리되기 때문으로 사료되었다. 정석탈인법을 이용한 인 처리는 인을 함유하는 물에 인산칼슘으로 되는 동종동계종의 화합물과 접촉시키면 탈인제인 방해석 위에 인산칼슘이 생성, 정석하는 현상을 이용한 정석 탈인법으로 수중의 인은 Ca이온과 반응하여 난용성인 hydroxyapatite

[Ca<sub>5</sub>(OH)(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>]로 처리되는 것으로 알려져 있다 (Heyman, 1998; Lahmann, 1989).

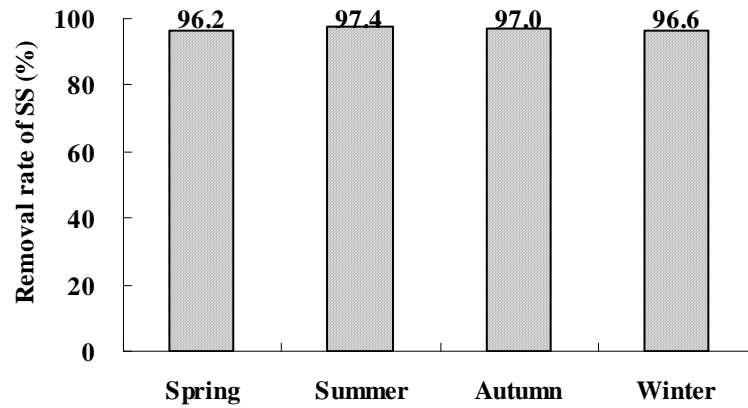


Fig. 3-79. Average removal rate of SS in agricultural water treatment plant on seasons.

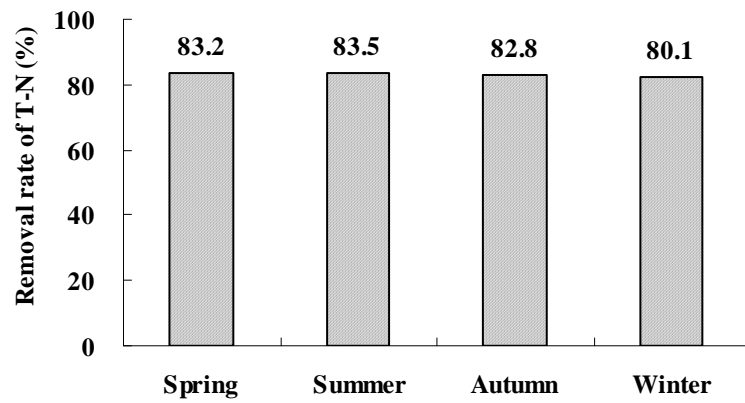


Fig. 3-80. Average removal rate of T-N in agricultural water treatment plant on seasons.

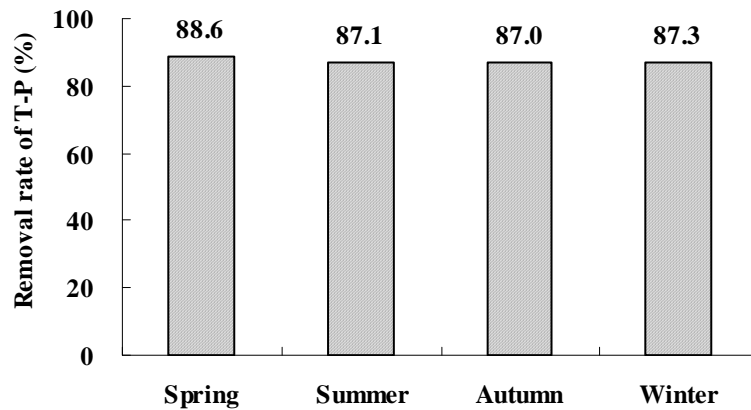


Fig. 3-81. Average removal rate of T-P in agricultural water treatment plant on seasons.

#### 11) 기온별 수처리 효율

기온별 수처리 효율 조사는 본 현장 시설원예지대 오염용수처리장은 주로 미생물에 의해 생물학적으로 오염용수가 처리됨으로 기온이 처리효율에 많은 영향을 미칠 것으로 판단되어 기온이 오염용수처리효율에 미치는 영향을 검토하기 위하여 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법별 수처리 효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지의 수처리 결과 모두를  $-5^{\circ}\text{C}$  이하,  $-5^{\circ}\text{C} \sim 5^{\circ}\text{C}$ ,  $5^{\circ}\text{C} \sim 15^{\circ}\text{C}$ ,  $15^{\circ}\text{C} \sim 25^{\circ}\text{C}$ ,  $25^{\circ}\text{C}$  이상의 기온으로 구분하여 수처리 효율을 조사하였고, 그 결과는 다음과 같다.

#### 가) BOD

현장 오염용수처리장에서 기온별 최종방류수 중의 BOD 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-82에서 보는 바와 같이 BOD 처리효율은  $15^{\circ}\text{C}$  이상이 98%이상으로 가장 높았고, 기온이 내려갈수록 점점 처리효율이 감소하는 경향이였으나, 그 감소폭은 매우 적었다. 특히, 영하  $5^{\circ}\text{C}$  이하의 BOD 처리효율도 96.8%정도로 영상기온에서와

별 차이가 없었다. 이와 같이 영하의 기온에서도 BOD 처리효율이 급격하게 감소하지 않는 것은 겨울철 고사한 수생식물들이 오염용수처리장의 표면을 덮어서 생성되는 보온효과와 오염용수처리장 주변의 지온으로 미생물의 활성이 크게 떨어지지 않았기 때문인 것으로 사료된다.

나) COD

현장 오염용수처리장에서 기온별 최종방류수 중의 COD 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-83에서 보는 바와 같이 COD 처리효율은 BOD 처리효율과 비슷한 경향으로 15℃ 이상이 90.2% 이상으로 가장 높았고, 기온이 내려갈수록 점점 처리효율이 감소하는 경향이었으나, 그 감소폭은 매우 적었다. 특히, 영하 5℃ 이하의 COD 처리효율도 89.2% 정도로 영상기온에서와 별 차이가 없었다. 이와 같이 영하의 기온에서도 COD 처리효율이 급격하게 감소하지 않는 것은 BOD 처리효율과 마찬가지로 겨울철 고사한 수생식물들이 오염용수처리장의 표면을 덮어서 생성되는 보온효과와 오염용수처리장 주변의 지온으로 미생물의 활성이 크게 떨어지지 않았기 때문인 것으로 사료된다.

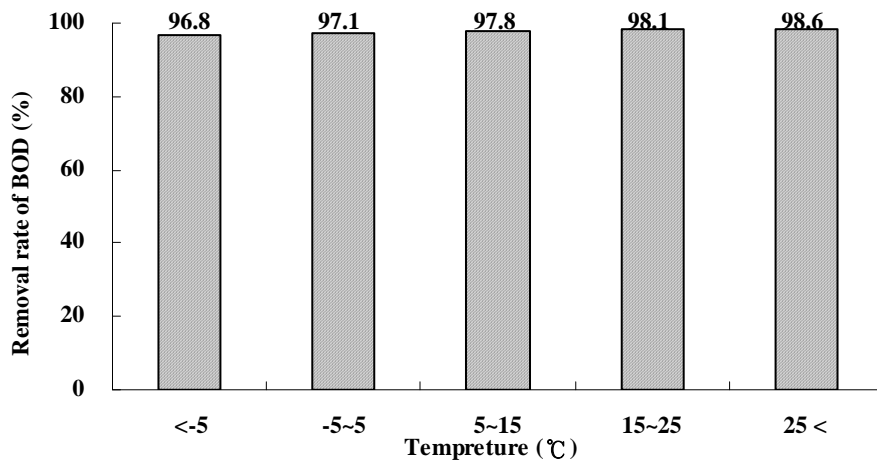


Fig. 3-82. Average removal rate of BOD in the effluent in agricultural water treatment plant at different temperatures.

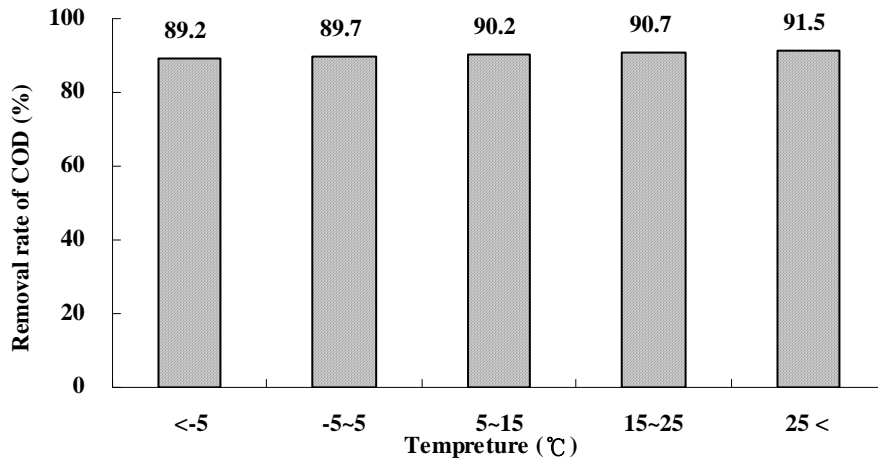


Fig. 3-83. Average removal rate of COD in the effluent in agricultural water treatment plant at different temperatures.

다) SS

현장 오염용수처리장에서 기온별 최종방류수 중의 SS 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-84에서 보는 바와 같이 SS 처리효율은 기온에 상관없이 모든 기온에서 96.6~97.4%의 매우 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 기온에 관계없이 안정적인 SS처리가 가능한 것은 본 공법이 주로 여과에 의한 여과가 주된 처리이기 때문이다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (윤 등, 1998; 서, 2002).

라) T-N

현장 오염용수처리장에서 기온별 최종방류수 중의 T-N 처리효율을 조사한 결과

는 Fig. 3-85에서 보는 바와 같이 T-N 처리효율은 기온이 올라갈수록 점점 처리효율이 증가하는 경향으로 25℃ 이상이 84%로 가장 높았고, 기온이 내려갈수록 점점 처리효율이 감소하는 경향이었으나, 그 감소폭은 매우 적었다. 특히, 영하 5℃이하의 T-N 처리효율도 82.4%정도로 영상기온에서와 별 차이가 없었다. 이와 같이 영하 5℃이하의 낮은 기온하에서는 대부분 탈질 미생물의 생육환경이 좋지 않음에도 불구하고 영상기온과 T-N 처리효율이 비슷한 것은 본 오염용수처리장이 모두 지면 밑에 설치되어 있어 지온을 이용할 수 있고, 또한 겨울에 고사된 수생식물이 표면을 덮어서 보온작용을 하기 때문으로 사료된다.

#### 마) T-P

현장 오염용수처리장에서 기온별 최종방류수 중의 T-P 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-86에서 보는 바와 같이 T-P 처리효율은 기온에 상관없이 모든 기온에서 87.3~87.9%의 매우 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 T-P의 처리효율이 기온에 따라 별 차이 없이 높은 처리효율로 처리되는 것은 혼합여재 중 인 흡착능이 높은 방해석이 혼합되어 있기 때문으로 이들 방해석의 주성분이 대부분 CaCO<sub>3</sub>형태로 이루어져 있으므로 대부분의 인이 Ca-P의 형태로 흡착 및 침전되기 때문으로 사료된다. (Geisler, 1965).

일반적으로 하수 및 폐수처리 등에 적용 가능한 인 처리 방법은 칼슘, 알루미늄 및 철 등의 금속염을 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. 이들 인 처리방법 중 본 오염용수처리장에서의 인 처리 주요기작은 여재에 의한 흡착 및 침전으로 볼 수 있다. 하지만 인 부하량이 처리조의 용량을 초과할 경우에 누적되었던 인 성분이 세척에 의해서 또는 용출되어 오히려 유출수의 농도가 높게 나타날 수도 있는 것으로 알려지고 있으므로 본 오염용수처리장에 채워질 여재의 경우 인의 흡착능이 높은 여재를 사용해야 할 것으로 판단된다 (Gerrites, 1993).

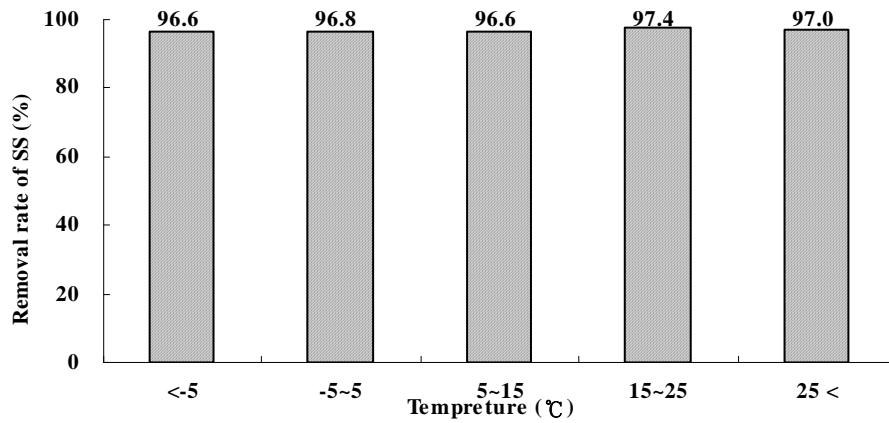


Fig. 3-84. Average removal rate of SS in the effluent in agricultural water treatment plant at different temperatures.

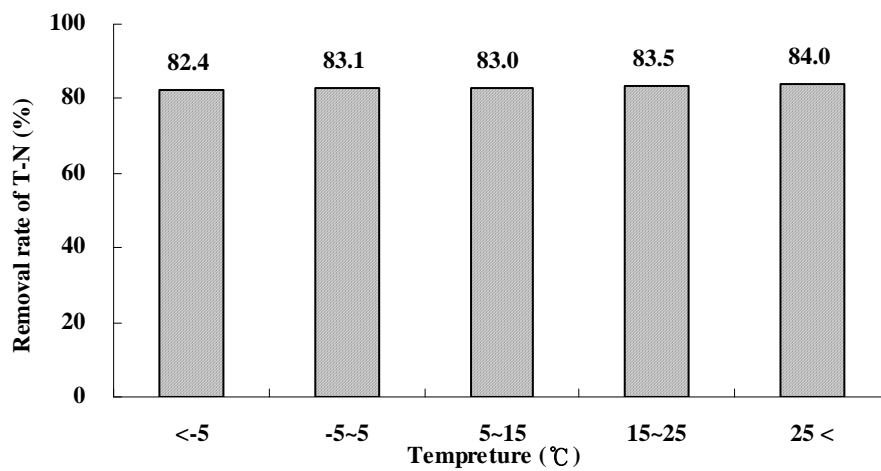


Fig. 3-85. Average removal rate of T-N in the effluent in agricultural water treatment plant at different temperatures.



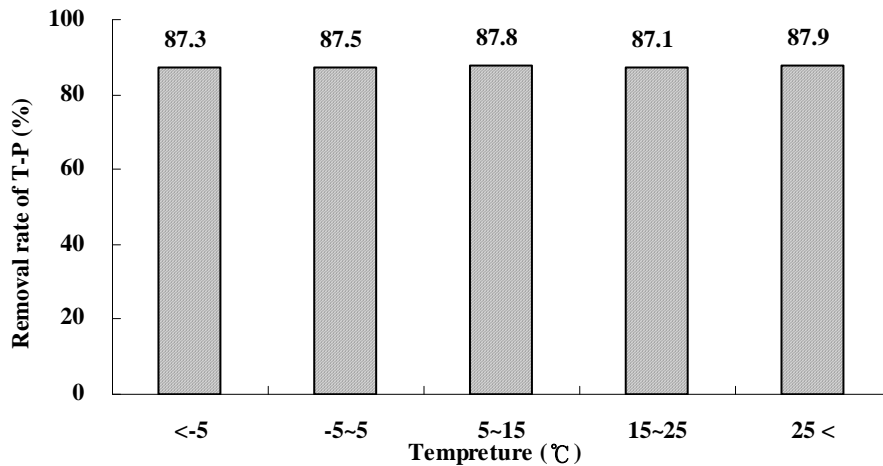


Fig. 3-86. Average removal rate of T-P in the effluent in agricultural water treatment plant at different temperatures.

#### 12) 연차별 수처리 효율

현장 오염용수처리장에서의 연차별 수처리 효율 조사는 1차년도 연구결과와 상기 1)항의 오염용수 처리공법에 따른 수처리효율에서의 최적 공법인 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장에서 2005년 8월부터 2007년 4월까지의 수처리 결과 모두를 2차년도인 2005년 8월부터 2007년 5월까지와 3차년도인 2006년 6월부터 2007년 4월까지로 각각 구분하여 수처리 효율을 조사였고, 그 결과는 Fig. 3-87에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 연차별 방류수 중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 초기 운전 1년 동안의 경우 93, 86, 96, 75 및 82%이었고, 운전 1년 후부터 2년 동안의 경우 99, 91, 97, 84 및 88%로 전반적으로 운전 1년 이후가 약간 높은 경향이었고, 방류수 중 SS 및 T-P의 처리효율은 오염용수처리장 운전기간에 상관없이 일정하였다. 이와 같이 오염용수처리장 운전초기 BOD, COD 및 T-N의 처리효율이 낮은 것은 오염용수처리장에 이식한 수생식물과 미생물이 여재에 성장하여 활착하기 위해 일정기간의 시간이 필요하기 때문으로 판단된다. 또한 SS 및

T-P의 처리효율이 운전기간에 상관없이 일정한 처리효율을 보인 것은 이들 처리가 주로 여재의 여과, 흡착 및 침전 등의 이화학적인 반응기작에 의해 처리되므로 오염용수처리장의 적응기간이 필요 없기 때문으로 판단된다.

따라서 본 시설원예지대 오염용수처리장의 안정적인 수처리를 위해서는 수생식물과 미생물이 성장하여 완전히 활착되어야 할 것으로 판단된다.

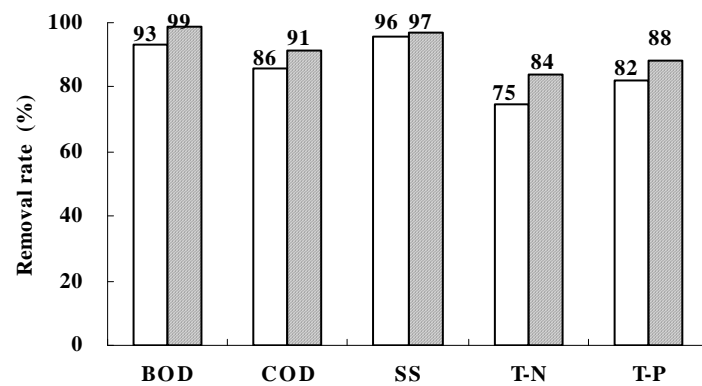


Fig. 3-87. Average removal rate of BOD, COD, SS, T-N and T-P in the effluent in agricultural water treatment plant for 2 years.

□ : 2005-2006 years, ▨ : 2006-2007 years.

나. 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량

자연정화공법에 의한 현장 오염용수처리장에서 수생식물의 역할은 여재층의 유기물함량을 증가시켜 여재표면의 미생물의 생육을 촉진시키며, 여재의 입단형성이 촉진되어 여재 중 오염용수의 투수속도를 증가시킬 뿐만 아니라 오염물질 처리 효율을 증가시키는 것으로 알려져 있으며, 또한 오염용수처리장내에 수생식물이 생육함에 따라 여재층의 공극폐쇄현상을 크게 줄일 수 있고, 수생식물이 질소, 인 그리고 무기성분 등의 오염물질들을 흡수하는 역할을 한다. 따라서 수생식물의 생육상황은 오염용수처리장의 수처리 효율과 밀접한 관계를 가지고 있으며, 약취를 줄이고 미관상 혐오감을 크게 줄일 수 있는 등 자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서 중요한 역할을 한다 (Green and Martin, 1996).

본 현장 시설원예지대 오염용수처리장에 사용한 수생식물은 다년생 수초인 갈대, 노랑꽃창포 및 골풀 등 3종이었으며, 갈대, 노랑꽃창포 및 골풀은 야외노지에서 성장한 수생식물을 분주하여 이식하였다. 수생식물의 이식은 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에는 노랑꽃창포 및 골풀을 이식하였고, 2차 처리조인 호기성조에는 갈대를 각각 재식거리 30 cm가 되게 이식하였다. 이식한 각 수생식물들은 생육시기에 따라 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량을 각각 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

1) 수생식물의 생육상황

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황은 Photo. 3-7~3-8 및 Table 3-36에서 보는 바와 같이 수생식물이식 2, 4, 6, 10, 14, 18 및 22개월 후에 각각 조사하였다.

오염용수처리장에서 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두 오염용수처리 시일이 경과할수록 수생식물의 생육은 이식 후부터 2005년 4월까지의 전반적으로 왕성하게 생육하였으나, 2006년 1월 이후 계절적인 영향에 의해 줄기와 잎은 고사하였으며, 이들 수생식물은 다시 이듬해 2월부터 성장하기 시작하여 전년도에 비해 뿌리의 활착 및 지상부 생육이 더욱더 왕성하였다.

수생식물의 생육 2개월 후인 2005년 9월의 생육상황을 조사한 결과 1차 및 3차 처리조인 혐기성조내의 노랑꽃창포 및 골풀은 초기생육이 전반적으로 양호한 편이었고, 2차 처리조인 호기성조내의 갈대는 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에 비해 초기생육이 전반적으로 저조한 편이었다. 특히 노랑꽃창포의 초기생육은 타 수생식물에 비해 가장 좋았다. 2차 처리조인 호기성조에서 초기 갈대의 생육이 저조한 것은 호기성조는 1차 및 3차 처리조인 혐기성조와 달리 수직여과이므로 오염용수와 접촉이 1차 및 3차 처리 혐기성조에 비해 용이하지 않기 때문으로 판단된다.

수생식물의 생육 4개월 후인 2005년 11월의 생육상황을 조사한 결과 수생식물의 생육 2개월에 비해 수생식물의 성장보다는 조 전체에 수생식물이 무성하게 퍼졌다. 특히 노랑꽃창포의 경우 타 수생식물에 비해 생육이 매우 좋았다. 그러나 골풀은 타 수생식물에 비해 생육이 약간 저조하였다. 2차 처리조인 호기성조내의 갈대도 수생식물의 생육 2개월에 비해 수생식물의 성장보다는 조 전체에 수생식물이 무성하게 퍼졌고, 생체중, 잎수 등 생육발달이 양호하였다.

수생식물의 생육 6개월 후인 2006년 1월의 생육상황을 조사한 결과 1차 및 3차 처리조인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조내의 모든 수생식물은 심하게 고사되었다. 1차 및 3차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀과 2차 처리조인 호기성조의 갈대는 잎의 색이 옅어지고 황백화현상이 전체적으로 일어나고 있었다.

수생식물의 생육 10개월 후인 2006년 5월의 생육상황을 조사한 결과 4개월 전까지 완전히 잎과 줄기가 고사된 수생식물들이 새싹이 올라와서 왕성하게 성장하기 시작하였다. 특히 수생식물들의 생육은 전년도에 비해 전반적으로 왕성하게 성장하였다. 이는 수생식물이 겨울철 잎과 줄기가 고사되었지만 뿌리는 전년도에 완전히 활착하였기 때문이라 사료된다.

수생식물의 생육 14개월 후인 2006년 9월의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조내의 각 수생식물의 생육상황을 조사한 결과 1차 및 3차 처리조인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조내의 모든 수생식물이 왕성하게 생육하였고, 전년도의 같은 시기에 비해 생육이 매우 왕성하였다. 특히 1차 및 3차 처리조인 혐기성조내의 노랑꽃창포는 노란꽃을 피워 타 수생식물의 푸른색과 조화를 이루어 시설원예지대의 주위경관을 아름답게 조성하였다.

수생식물의 생육 18개월 후인 2007년 1월의 생육상황을 조사한 결과 1차 및 3차 처리조인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조내의 모든 수생식물이 점점 고사하였

고, 특히 2차 처리조인 호기성조의 갈대의 경우 제일 먼저 고사하였다. 하지만 1차 및 3차 처리조인 혐기성조내 노랑꽃창포의 경우 시기적으로 1월임에도 불구하고 푸른색을 약간 유지하고 있어 타 수생식물에 비해 가장 오랫동안 성장하였다.

수생식물의 생육 22개월 후인 2007년 5월의 생육상황을 조사한 결과 1차 및 3차 처리조인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조내의 모든 수생식물이 가장 왕성하게 생육하였고, 전년도와 같은 시기에 비해서도 수생식물의 생육이 매우 왕성하였다. 특히 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조내의 노랑꽃창포, 골풀 및 갈대는 오염용수처리장내에서 완전히 우거졌다.

오염용수처리장의 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수생식물의 오염용수처리 시설이 경과함에 따른 건물증량을 조사한 결과는 Table 3-36에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장 1차 및 3차 처리조인 혐기성조내의 노랑꽃창포 및 골풀의 건물 증량은 수생식물 이식 4개월 후인 11월까지 서서히 증가하였다. 그 이후 수생식물 이식 후 6개월인 2006년 1월에는 계절적인 영향으로 인해 건물 중이 다시 약간 감소하였으며, 수생식물 이식 후 10개월 후인 5월에 수생식물이 다시 성장하기 시작하여 건물 중이 점점 증가하여 수생식물 이식 후 14개월 후인 9월에는 급격히 증가하였다. 특히 노랑꽃창포의 건물 중은 타 수생식물에 비해 월등히 높았다.

2차 처리조인 호기성조내의 갈대의 건물증량은 1차 처리조인 혐기성조의 수생식물과 비슷한 경향으로 수생식물 이식 4개월 후인 11월까지 서서히 증가하였다. 그러나 수생식물 이식 6개월 후인 2006년 1월에는 계절적인 영향으로 인해 수생식물의 잎과 줄기가 고사하여 건물 중이 다시 감소하였으며, 수생식물 이식 후 10개월 후인 5월에는 수생식물이 다시 성장하기 시작하여 건물 중이 점점 증가하여 수생식물 이식 후 14개월 후인 9월에는 건물 중이 급격히 증가하였다.



After transplanting



At 2 months after transplanting



At 4 months after transplanting



At 6 months after transplanting

Photo. 3-7. Growth of water plant at months after transplanting in water treatment plant.



At 10 months after transplanting



At 14 months after transplanting



At 18 months after transplanting



At 22 months after transplanting

Photo. 3-8. Growth of water plant at months after transplanting in water treatment plant.

Table 3-36. Growth status of water plant in agricultural water treatment plant

Items	Bed	Bayer code	At months after transplanting						
			2	4	6	10	14	18	22
Plant heights (cm)	Anaerobic bed	IRIPS	15.7	38.2	24.4	31.0	84.9	71.2	84.3
		IUNED	18.4	32.3	27.0	40.8	50.6	47.2	54.2
	Aerobic bed	PHRCO	11.1	27.0	10.3	30.8	80.6	74.8	30.8
	Anaerobic bed	IRIPS	13.1	31.1	27.5	36.7	78.5	70.2	80.6
		IUNED	15.3	28.1	20.4	39.9	48.8	42.1	50.5
	Branched number (no. plant <sup>-1</sup> )	Anaerobic bed	IRIPS	12	17	14	18	32	26
IUNED			-	-	-	-	-	-	-
Aerobic bed		PHRCO	8	14	4	9	15	15	18
Anaerobic bed		IRIPS	11	15	11	15	27	24	24
		IUNED	-	-	-	-	-	-	-
Leaf number (no. plant <sup>-1</sup> )		Anaerobic bed	IRIPS	50	140	67	86	95	94
	IUNED		27	181	162	198	242	274	287
	Aerobic bed	PHRCO	37	127	28	46	61	24	42
	Anaerobic bed	IRIPS	46	128	58	72	84	97	104
		IUNED	22	150	132	171	194	232	271
	Fresh weight (g plant <sup>-1</sup> )	Anaerobic bed	IRIPS	32.7	54.9	41.6	287.3	965.2	805.3
IUNED			29.8	49.7	33.9	70.6	88.4	71.2	98.3
Aerobic bed		PHRCO	23.2	45.87	11.3	26.8	32.6	12.6	30.1
Anaerobic bed		IRIPS	30.8	50.8	31.2	186.2	510.3	461.6	554.1
		IUNED	27.3	44.5	26.1	56.4	68.7	51.0	61.0
Dry weight (g plant <sup>-1</sup> )		Anaerobic bed	IRIPS	7.2	13.7	11.5	190.6	652.3	542.6
	IUNED		6.6	15.7	10.8	23.3	49.9	42.7	51.8
	Aerobic bed	PHRCO	5.3	12.1	6.9	10.6	15.6	5.1	16.9
	Anaerobic bed	IRIPS	6.4	12.6	10.3	106.3	366.3	320.7	369.0
		IUNED	5.2	13.1	8.4	18.6	30.8	28.3	36.9

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.



## 2) 수생식물의 무기성분 함량

현장 오염용수처리장에서 호기성조 및 혐기성조에 수생식물이식 후 2, 4, 6, 10, 14, 18 및 22개월 동안 수생식물의 생육시기별 식물체 중 무기성분 함량은 Table 3-37~3-46에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 수생식물의 T-N 및 T-P의 함량은 수생식물 이식 후 4개월 후부터 수생식물의 T-N 및 T-P 함량은 미미하게 증가하기 시작하여 6개월 후인 2006년 1월경에는 수생식물이 고사하여 T-N 및 T-P 함량이 전반적으로 약간 증가하였지만 수생식물 이식 후 10개월 후인 2006년 5월부터 수생식물의 새싹이 올라 오기 시작하면서 14개월 까지 점점 무기성분 함량이 미미하게 감소하는 경향이었고, 수생식물 이식 18개월 후부터 무기성분 함량이 다시 약간 증가하는 경향이였다.

오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 수생식물의 K, Ca, Mg 및 Na 함량도 T-N과 T-P 함량과 비슷한 경향으로 수생식물이 생육되는 봄부터 가을까지는 오염용수 처리시일이 경과 할수록 약간씩 감소하였으며, 겨울이 되면서 K, Ca, Mg 및 Na의 함량이 약간씩 증가하였으나, 증가량은 매우 미미하였다. 오염용수처리 시일이 경과 할수록 수생식물 내 중금속인 Fe, Cu, Mn 및 Zn 함량도 K, Ca, Mg 및 Na의 함량과 비슷한 경향이였다.

이와 같이 봄부터 가을까지 오염용수처리 시일이 경과할수록 수생식물내 무기성분과 중금속 함량이 약간씩 감소하였는데, 이는 수생식물이 성장함에 따라서 생체중이 급격히 증가하였지만 수생식물내의 무기성분 및 중금속함량 증가는 상대적으로 작았기 때문으로 생각되었으며, 겨울에는 수생식물 내 무기성분과 중금속 함량이 약간씩 증가되었는데, 이는 수생식물이 고사하면서 생체중이 급격히 감소하여 수생식물내의 무기성분 및 중금속 함량이 상대적으로 증가되었기 때문으로 판단된다.

Table 3-37. T-N in the water plant at months after agricultural water treatment  
in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed (First treatment)	IRIPS	2.01	2.07	1.89	1.75	1.95	1.87	1.64
	IUNED	0.61	0.64	0.57	0.61	0.48	0.31	0.62
Aerobic bed (Second treatment)	PHRCO	1.49	1.52	1.59	1.04	1.21	1.64	1.24
Anaerobic bed (Third treatment)	IRIPS	1.99	2.02	2.10	2.03	1.87	1.66	1.56
	IUNED	0.51	0.52	0.58	0.52	0.45	0.33	0.55

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-38. T-P in the water plant at months after agricultural water treatment  
in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed (First treatment)	IRIPS	0.46	0.63	0.40	0.58	0.44	0.35	0.48
	IUNED	0.02	0.05	0.01	0.02	0.04	0.02	0.03
Aerobic bed (Second treatment)	PHRCO	0.47	0.53	0.41	0.44	0.41	0.33	0.46
Anaerobic bed (Third treatment)	IRIPS	0.54	0.48	0.34	0.39	0.51	0.41	0.46
	IUNED	0.01	0.05	0.007	0.03	0.04	0.02	0.03

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-39. K contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	2.46	3.45	2.53	3.48	2.45	1.60	2.55
(First treatment)	IUNED	0.48	0.37	0.47	0.36	0.23	0.11	0.45
Aerobic bed	PHRCO	1.26	1.31	1.29	1.23	1.24	0.87	1.25
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	2.39	3.34	2.21	3.27	3.17	2.37	2.29
(Third treatment)	IUNED	0.39	0.44	0.40	0.35	0.30	0.21	0.34

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-40. Ca contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	1.29	1.24	1.02	1.25	1.01	1.01	0.99
(First treatment)	IUNED	0.71	0.72	0.50	0.69	0.49	0.33	0.48
Aerobic bed	PHRCO	0.37	0.32	0.32	0.21	0.25	0.34	0.31
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	1.20	1.15	0.97	1.19	1.18	1.13	1.36
(Third treatment)	IUNED	0.69	0.67	0.67	0.72	0.64	0.52	0.71

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-41. Mg contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	0.17	0.14	0.12	0.13	0.07	0.06	0.08
(First treatment)	IUNED	0.06	0.04	0.03	0.02	0.05	0.04	0.10
Aerobic bed	PHRCO	0.09	0.07	0.06	0.04	0.08	0.04	0.11
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	0.12	0.10	0.10	0.09	0.10	0.07	0.07
(Third treatment)	IUNED	0.04	0.03	0.02	0.06	0.04	0.03	0.07

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-42. Na contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	0.43	0.43	0.39	0.25	0.32	0.27	0.37
(First treatment)	IUNED	1.89	2.11	1.87	1.51	2.60	1.89	2.15
Aerobic bed	PHRCO	0.06	0.06	0.04	0.03	0.08	0.03	0.05
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	0.36	0.36	0.32	0.26	0.27	0.20	0.28
(Third treatment)	IUNED	1.58	2.19	2.18	2.11	2.15	1.67	1.56

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-43. Fe contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	370.2	368.5	213.2	352.0	341.4	287.2	286.1
(First treatment)	IUNED	284.1	282.2	189.2	236.6	220.1	194.3	200.1
Aerobic bed	PHRCO	343.3	337.5	265.3	327.1	309.5	287.6	276.3
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	363.8	360.6	270.6	312.4	330.2	265.5	281.0
(Third treatment)	IUNED	250.9	247.8	187.9	215.6	210.1	188.6	194.6

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-44. Mn contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	41.2	36.8	40.2	41.7	37.9	23.1	38.5
(First treatment)	IUNED	24.1	20.3	23.9	21.8	22.5	17.7	19.3
Aerobic bed	PHRCO	25.9	21.6	25.2	25.5	22.6	15.8	16.5
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	40.4	34.2	38.4	37.1	35.1	27.5	25.6
(Third treatment)	IUNED	24.2	19.1	23.7	23.1	24.6	14.1	18.8

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.

Table 3-45. Cu contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	3,713	3,694	3,101	3,506	3,910	3,570	3,410
(First treatment)	IUNED	3,341	3,066	2,816	3,311	3,878	3,451	3,126
Aerobic bed	PHRCO	3,718	3,691	3,101	3,261	2,961	2,601	2,711
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	3,401	3,310	2,911	3,012	3,013	2,665	2,810
(Third treatment)	IUNED	2,924	2,781	2,103	3,051	3,211	2,871	2,716

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus var. decipiens* BUCH.

Table 3-46. Zn contents in the water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	54.3	52.4	45.2	34.3	49.6	39.1	41.6
(First treatment)	IUNED	12.7	12.4	9.2	10.7	12.6	8.6	7.9
Aerobic bed	PHRCO	15.4	11.3	10.3	15.2	11.1	7.6	9.4
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	39.6	43.3	35.8	42.8	41.6	34.6	38.9
(Third treatment)	IUNED	10.4	10.4	5.6	8.6	9.9	6.8	6.1

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS. IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.

IUNED : *Juncus effusus var. decipiens* BUCH.

### 3) 수생식물의 무기성분 흡수량

현장 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에 2005년 7월 이식한 수생식물을 2, 4, 6, 10, 14, 18 및 22개월 후에 각각 채취하여 식물체 중 무기성분 함량을 분석하고 건물생산량을 고려하여 무기성분 흡수량을 산출한 결과는 다음과 같다.

수생식물 생육시기에 따른 질소 흡수량을 조사한 결과는 Fig. 3-88에서 보는 바와 같다. 질소 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두에서 수생식물 이식 후 4개월까지 점점 증가하였으나 증가폭이 크지 않았고, 수생식물 이식 후 6개월 후인 겨울철에는 수생식물의 고사로 인해 수생식물의 잎과 줄기가 고사하여 질소 흡수량이 다시 감소하였다. 그러나 수생식물 이식 후 10개월 후인 2006년 5월부터 봄부터 올라오기 시작한 새싹이 왕성하게 성장하면서 질소 흡수량이 급격히 증가하기 시작하였고, 수생식물 이식 후 22개월인 2007년 5월에는 모든 수생식물에서 연중 가장 많은 질소흡수량을 보였지만 골풀의 질소흡수량은 창포에 비해 상대적으로 적은 편으로 이는 골풀과 같이 1차 처리조인 혐기성조와 3차 처리조인 혐기성조에 이식된 노랑꽃창포가 오염용수가 유입되는 유입지점에 이식되어 골풀에 비해 양분흡수가 용이하여 노랑꽃창포가 골풀에 비해 질소를 많이 흡수한 것으로 판단된다. 또한 모든 수생식물은 전년도의 동일한 시기에 비해 질소흡수량이 급격히 증가하였는데 이와 같이 수생식물의 질소 흡수량이 전년도에 비해 급격히 증가한 것은 수생식물들의 뿌리가 1년 동안 생육하면서 여재에 완전히 활착하였기 때문으로 사료되었다.

질소 흡수량이 최대인 수생식물이식 후 22개월인 2007년 5월에 각 수생식물의 질소 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이  $11.5 \text{ g bed}^{-1} \text{ years}^{-1}$  및  $0.32 \text{ g bed}^{-1} \text{ years}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조에 이식한 갈대가  $0.21 \text{ g bed}^{-1} \text{ years}^{-1}$ 이었으며, 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이  $5.76$  및  $0.20 \text{ g bed}^{-1} \text{ years}^{-1}$ 로 노랑꽃창포  $\gg$  골풀  $>$  갈대 순이었고, 특히 노랑꽃창포가 다른 수생식물에 비해 질소 흡수량이 매우 높았다.

오염용수 중의 질소는 대부분 토양입자 중의 점토 입자에 흡착되어 수생식물에 의해서 흡수되든지 혹은 미생물에 의해 분해 및 탈질 됨으로서 제거되는 것으로 알려져 있으며 (박 등, 1996), 유기성 질소는 침전과 여과로 제거되며, 이 유기성 질소는 더욱 분해되어 암모니아 이온을 방출하는 용존성 아미노산으로 가수분해 되기도

한다. 암모니아는 식물과 미생물이 섭취하기 용이하고, 호기성 조건에서 생물학적 질산화에 의하여  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로 전환되기도 한다. 식물이 이용할 수 있는 질소의 형태는  $\text{NH}_4\text{-N}$ 와  $\text{NO}_3\text{-N}$ 로서 식물의 뿌리에 부착된 미생물이 유기성 질소를 분해하여 식물이 이용할 수 있는 형태로 전환시켜 줌으로서 최종적으로 식물이 이를 흡수하게 되는 것으로 알려져 있다 (이 등, 1999).

수생식물 생육시기에 따른 인 흡수량을 조사한 결과는 Fig. 3-89에서 보는 바와 같다. 수생식물 이식 후 인 흡수량은 질소의 흡수량과 비슷한 경향으로 노랑꽃창포, 골풀 및 갈대에서 수생식물 이식 후 4개월 까지 인 흡수량이 점점 증가하였으나 증가폭이 크지 않았고, 노랑꽃창포의 인 흡수량은 갈대와 골풀에 비해 수생식물 이식 후 2개월부터 급격히 증가하였다. 수생식물 이식 후 6개월 후인 2006년 1월에는 겨울철 수생식물의 고사로 인해 수생식물의 잎과 줄기가 고사하여 수생식물의 인 흡수량이 다시 감소하였다. 그러나 수생식물 이식 후 10개월 후인 2006년 5월부터 새싹이 올라오기 시작하면서 인 흡수량이 급격히 증가하기 시작하였고, 18개월 후인 2007년 1월에는 식물체가 고사하여 흡수량이 감소하였으며, 수생식물 이식 22개월 후인 2007년 5월에는 모든 수생식물에서 연중 가장 많은 인 흡수량을 보였다.

인 흡수량이 최대인 수생식물 이식 후 22개월 후인 2007년 4월에 각 수생식물의 인 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이  $3.36$  및  $0.02 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조에 이식한 갈대가  $0.08 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이며, 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이  $1.69$  및  $0.01 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 로 노랑꽃창포  $\gg$  골풀  $>$  갈대 순이었고, 특히 노랑꽃창포가 다른 수생식물에 비해 월등히 높은 인 흡수량을 보였다. 식물이 흡수할 수 있는 인은  $\text{PO}_4$ ,  $\text{HPO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4$ , 의 형태이며, 질소의 경우와 마찬가지로 부착미생물이 유기인을 분해함으로써 식물이 흡수할 수 있도록 만들어 준다 (이 등, 1999). 이 등 (이 등, 1994)은 인이 갈대 뿌리부의 산화층에서 식물에 의한 흡수가 활발한 반면 환원층에서는 인의 방출이 진행되고, 체류일수가 길어질수록 갈대에 의한 인의 흡수량이 많아져 인의 처리효율이 향상되었다고 하였다. 습지식물로 흡수되는 인의 양은 질소에 비하여 매우 적으며, 인이 습지에 연간  $0.005 \text{ g plant}^{-1}$ 이 유입될 경우 약 65~95%가 식물에 의하여 제거되나  $0.001 \sim 0.015 \text{ g plant}^{-1}$ 이 유입될 경우는 식물에 의한 처리효율이 30~40%로 낮아지는 경향으로서 인의 흡수량은 습지로 유입되는 인의 농도에 영향을 받는 것으로 보고되고 있다 (양, 1999).



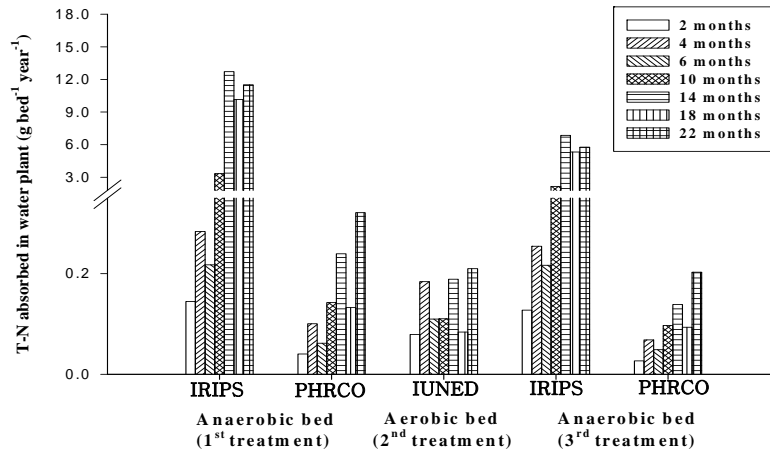


Fig. 3-88. Amount of T-N absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
 IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

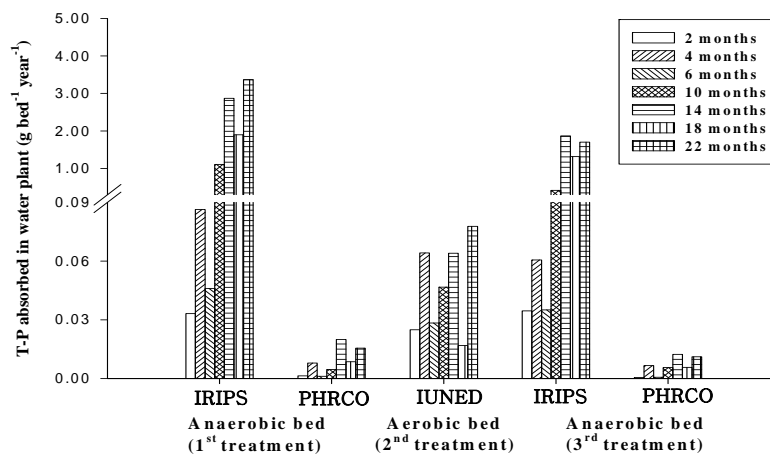


Fig. 3-89. Amount of T-P absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
 IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

수생식물 생육시기에 따른 K, Ca, Mg 및 Na 흡수량을 조사한 결과는 Fig. 3-9 0~3-93에서 보는 바와 같이 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 수생식물 모두에서 오염용수처리 경과일수가 증가함에 따라 K, Ca, Mg 및 Na흡수량이 점점 증가하는 경향으로 K, Ca, Mg 및 Na 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두에서 수생식물 이식 초기부터 4개월 후까지 흡수량이 증가하였으나, 수생식물 이식 후 6개월 및 18개월 후인 겨울철에는 수생식물의 고사로 인해 수생식물의 잎과 줄기가 고사하여 K, Ca, Mg 및 Na흡수량이 다시 감소하였다. 그러나 수생식물 이식 후 10개월 및 22개월 후인 2006년 5월과 2007년 5월 봄철부터 새싹이 올라 오기 시작하면서 K, Ca, Mg 및 Na흡수량이 서서히 증가하기 시작하였고, 수생식물 이식 후 22개월인 2007년 5월에는 모든 수생식물에서 연중 가장 많은 K, Ca, Mg 및 Na 흡수량을 보였다.

최대 흡수량은 보인 수생식물 이식 후 22개월 후의 K의 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이 각각  $17.88$  및  $0.233 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조 갈대가  $0.211 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었으며, 3차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이 각각  $8.45$  및  $0.13 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었다. 최대 흡수량은 보인 수생식물 이식 후 22개월 후의 Ca의 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이  $6.59$  및  $0.25 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조 갈대가  $0.05 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었으며, 3차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이 각각  $5.02$  및  $0.26 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었다. 최대 흡수량은 보인 수생식물 이식 후 22개월 후의 Mg의 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이 각각  $0.56$  및  $0.05 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조 갈대가  $0.01 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었으며, 3차 처리 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이 각각  $0.26$  및  $0.03 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었다. 최대 흡수량은 보인 수생식물 이식 후 22개월 후의 Na의 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이  $2.59$  및  $1.11 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었고, 2차 처리조인 호기성조 갈대가  $0.008 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었으며, 3차 처리조인 혐기성조의 노랑꽃창포 및 골풀이 각각  $1.03$  및  $0.58 \text{ g bed}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 이었다. 따라서 K, Ca, Mg 및 Na흡수량은 전반적으로 노랑꽃창포  $\gg$  골풀  $\geq$  갈대 순이었다.

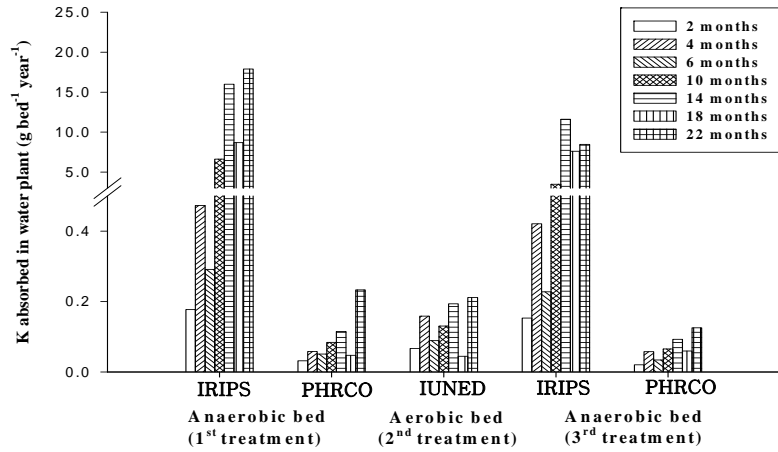


Fig. 3-90. Amount of K absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
 IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

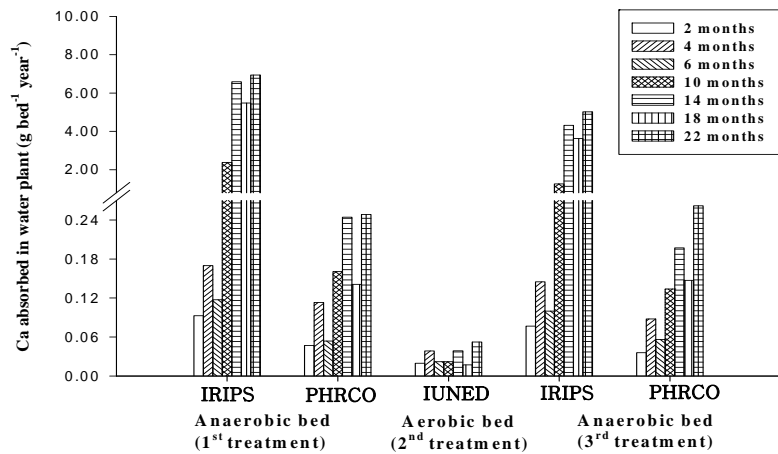


Fig. 3-91. Amount of Ca absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
 IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

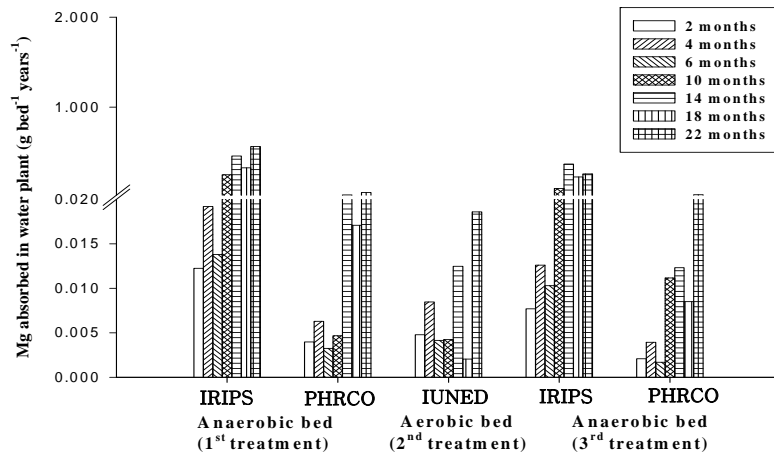


Fig. 3-92. Amount of Mg absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
 IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

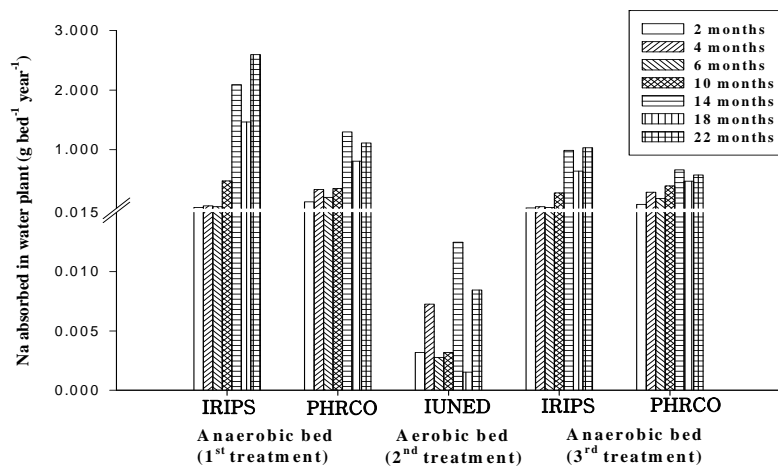


Fig. 3-93. Amount of Na absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
 IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

수생식물 생육시기에 따른 Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량을 조사한 결과는 Table 3-47~3-50에서 보는 바와 같다. 호기성조와 혐기성조 모두에서 수생식물 이식 후 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량이 점점 증가하였다.

Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두에서 수생식물 이식 후 4개월까지 점점 증가하였으나 증가폭이 크지 않았고, 수생식물 이식 후 6 및 18개월 후인 겨울철에는 수생식물의 잎과 줄기가 고사하여 Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량이 다시 약간 감소하였다. 그러나 수생식물 이식 후 10 및 22개월 후인 2006년 5월 및 2007년 5월부터 새싹이 올라오기 시작하면서 Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량이 서서히 증가하기 시작하였고, 수생식물 이식 후 22개월인 2007년 5월에는 모든 수생식물에서 연중 가장 많은 Fe, Mn, Cu 및 Zn 흡수량을 보였으며, 중금속 흡수량은 전반적으로 노랑꽃창포 ≫ 골풀 ≥ 갈대 순이었다.

Table 3-47. Amount of Fe absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

(Unit : mg bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	2.67	5.05	2.45	67.1	222	155	200
(First treatment)	IUNED	1.88	4.43	2.04	5.51	11.0	8.30	10.4
Aerobic bed	PHRCO	1.82	4.08	1.83	3.47	4.83	1.47	4.67
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	2.33	4.54	2.79	33.2	120	85.2	103
(Third treatment)	IUNED	1.30	3.25	1.58	4.01	6.47	5.34	7.18

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,

IUNED : *Juncus effusus var. decipiens* BUCH..

Table 3-48. Amount of Mn absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

(Unit : mg bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed	IRIPS	0.297	0.504	0.462	7.95	24.7	12.5	27.0
(First treatment)	IUNED	0.159	0.319	0.258	0.508	1.12	0.756	1.00
Aerobic bed	PHRCO	0.137	0.261	0.174	0.270	0.353	0.081	0.279
(Second treatment)								
Anaerobic bed	IRIPS	0.259	0.431	0.396	3.94	12.9	8.82	9.45
(Third treatment)	IUNED	0.126	0.250	0.199	0.430	0.758	0.399	0.694

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,

IUNED : *Juncus effusus var. decipiens* BUCH..

Table 3-49. Amount of Cu absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

(Unit : mg bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed (First treatment)	IRIPS	26.7	50.6	35.7	668	2,550	1,937	2,391
	IUNED	22.1	48.1	30.4	77.1	193	147	161
Aerobic bed (Second treatment)	PHRCO	19.7	44.7	21.4	34.6	46.2	13.3	45.8
Anaerobic bed (Third treatment)	IRIPS	21.8	41.7	30.0	320	1,103	854	1,036
	IUNED	15.2	36.4	17.7	56.7	98.9	81.2	100.2

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

Table 3-50. Amount of Zn absorbed by water plant at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

(Unit : mg bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>)

Bed	Bayer code	At months after transplanting						
		2	4	6	10	14	18	22
Anaerobic bed (First treatment)	IRIPS	0.391	0.718	0.520	6.5	32.4	21.2	29.2
	IUNED	0.084	0.195	0.099	0.249	0.629	0.367	0.409
Aerobic bed (Second treatment)	PHRCO	0.082	0.137	0.071	0.161	0.173	0.039	0.159
Anaerobic bed (Third treatment)	IRIPS	0.253	0.546	0.369	4.50	15.2	11.1	14.4
	IUNED	0.054	0.136	0.047	0.160	0.305	0.192	0.23

PHRCO : *Phragmites communis* TRINUS., IRIPS : *Iris peseudoacorus* L.,  
IUNED : *Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH..

#### 다. 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성

자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장 개발을 위해 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 오염용수처리장에 사용한 여재의 오염용수처리 경과 시일별 이화학적 특성 변화를 오염용수처리장 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 표층과 심층으로 구분하여 각각 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

##### 1) 여재의 물리적 특성

본 오염용수처리장에 사용한 여재는 입경 1~4 mm가 약 80%정도 이었고, 유효 입경은(여재를 입경 순으로 나열하였을 때 작은 입경으로부터 중량 10%되는 부분의 여재의 입경;  $d_{10}$ )은 약 1.3 mm이었으며, 균등계수 (여재를 입경 순으로 나열하였을 때 작은 입경으로부터 중량 60%되는 입경과 10%되는 입경과의 비;  $d_{60} d_{10}^{-1}$ )는 2.31이었다. 이 균등계수는 일반적으로 인공습지에서의 오염용수투수에 적합한 균등계수가 5보다 작아야 되는 것으로 알려져 있으므로 모든 여재가 이를 만족하였다 (김과 신, 1993).

오염용수처리장에 사용한 여재의 입경분포를 조사한 결과는 Fig. 3-94에서 보는 바와 같다. 1차 처리조인 혐기성조에서 오염용수처리 경과시일에 따른 입경은 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 1 mm이하의 작은 입경의 분포가 점점 늘어가는 경향이었으나 원여재에 비해 큰 차이가 없었다. 이는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 오염용수원수와 함께 유입되는 부유물질과 미세한 흙이나 모래입자가 여재로 유입되기 때문으로 판단된다. 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 입경은 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 별 차이 없이 원여재와 비슷한 경향이였다.

현장 오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조에 사용한 여재의 유효입경 ( $d_{10}$ )은 원여재의 1.3 mm에서 오염용수처리 1년 후 0.91 mm로 약간 감소하였고, 오염용수처리 2년 후 0.88 mm로서 다시 약간 감소하였다. 이는 오염용수원수와 함께 유입되는 부유물질과 미세한 흙이나 모래입자 때문으로 판단된다. 2차 처리인 호기성조 및 3차 처리인 혐기성조에 사용한 여재의 유효입경 ( $d_{10}$ )은 시기별로 원여재와 별 차이 없었는데 이는 대부분의 미세한 흙이나 모래입자들이 1차 처리조인 혐기성조에서 여과되기 때문에 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에는 영향



을 미치지 못하기 때문으로 판단된다.

1차 처리조인 혐기성조에서 여재의 균등계수 ( $d_{60} d_{10}^{-1}$ )는 원여재의 1.4에서 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향으로 이는 상기 유효입경이 증가하기 때문으로 판단된다. 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조의 균등계수는 시기별로 원여재와 별 차이 없었다. 이는 오염용수원수가 1차 처리조인 혐기성조를 통과하면서 대부분의 부유물질을 제거하기 때문에 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에는 부유물질이나 미세한 흙이나 모래입자의 유입이 거의 없기 때문인 것으로 사료된다. 오염용수처리 2년 후 모든 조에 사용된 여재의 균등계수는 모두 1.4~1.5정도로 오염용수투수에 적합한 균등계수가 5보다 작은 값이므로 모두 이를 만족하였다. 따라서 본 오염용수처리장의 입경은 거의 균일하고, 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 입경 변화가 거의 없었기 때문에 장기간 사용할 수 있을 것으로 판단된다.

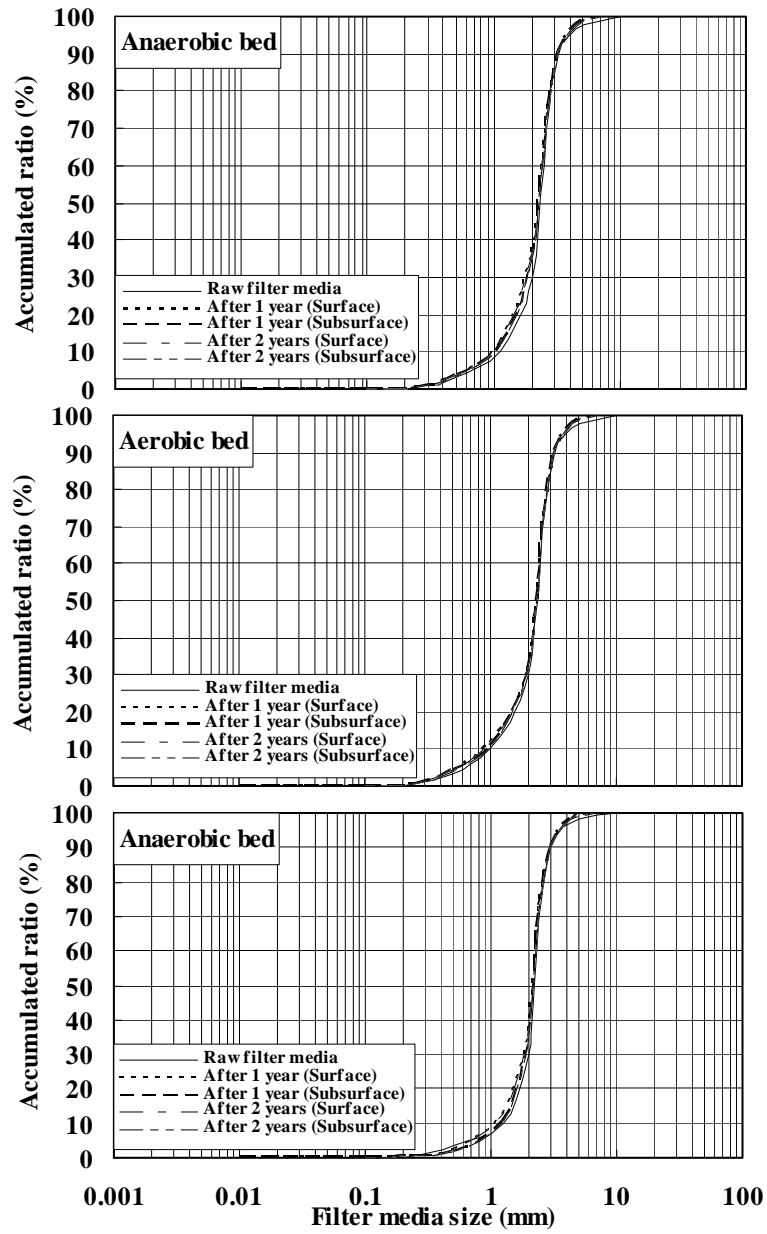


Fig. 3-94. Particle distributions of filter media used in agricultural water treatment plant.

오염용수처리장에 사용한 여재의 가비중을 조사한 결과는 Table 3-51에서 보는 바와 같다. 현장 오염용수처리장에 사용한 원여재의 가비중은  $1.40 \text{ g cm}^{-3}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조 표층의 가비중은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 감소하는 경향으로 오염용수처리 2년 후에는  $1.35 \text{ g cm}^{-3}$ 이었고, 심층의 가비중은 오염용수 처리시기일이 경과함에 따라 원여재와 별 차이 없이  $1.41 \sim 1.42 \text{ g cm}^{-3}$ 이었다. 이와 같이 표층의 가비중이 감소하는 것은 오염용수 원수에 의한 유기물과 비중이 가벼운 부유물질의 대부분이 표층에 여과 집적되었기 때문으로 사료된다.

2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 가비중은 전반적으로  $1.40 \sim 1.42 \text{ g cm}^{-3}$ 로 원여재에 비해 별 차이 없거나 미미하게 증가하였다. 이는 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 경우 1차적으로 1차 처리조인 혐기성조에서 여과된 처리수가 유입되기 때문으로 판단되며, 처리시일이 경과함에 따라 가비중에 큰 영향을 주지 못하는 것으로 판단된다.

Table 3-51. Bulk density of filter media at years after sewage treatment in agricultural water treatment plant

(Unit :  $\text{g cm}^{-3}$ )

Years after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
	0	1.40	1.40	1.40	1.40	1.40
1	1.36	1.41	1.40	1.41	1.41	1.41
2	1.35	1.42	1.40	1.42	1.42	1.43

오염용수처리장에 사용한 여재의 공극률을 조사한 결과는 Table 3-52에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에 사용된 원여재의 공극률은 43.6%이었고, 1차 처리조인 혐기성조의 표층은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 공극률이 감소하는 경향으로 오염용수처리 2년 후에는 41.8%로 감소하였다. 하지만 1차 처리조인 혐기성조의 심층은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 원여재와 별 차이 없었다. 이와 같이 1차 처리조인 혐기성조에서 전반적으로 공극률이 줄어든 결과는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 오염용수 원수에 의해 유입된 유기물질과 부유물질에 의해 표층의 공극이 일시적으로 감소한 것으로 판단된다.

2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조의 공극률은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 별 차이 없었고, 층위별로도 별 차이 없었다. 이는 대부분의 부유물질, 미세한 흙이나 모래입자들이 1차 처리조인 혐기성조에서 여과되기 때문에 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조에는 영향을 미치지 못하기 때문으로 판단된다.

Table 3-52. Pore space ratio of filter media at years after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Years after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
	0	43.6	43.6	43.6	43.6	43.6
1	42.9	44.1	43.2	43.9	43.5	42.9
2	41.8	43.8	43.6	43.7	43.1	43.1

## 2) 여재의 화학적 특성

현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 pH를 조사한 결과는 Table 3-53에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에 사용된 원여재의 pH는 8.17이었고, 1차 처리조인 혐기성조 여재의 pH는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 낮아지는 경향이었으나, 오염용수처리 6개월 후에 약간 증가하였고, 이후 다시 감소하다가 오염용수처리 18개월 후에 다시 약간 증가하는 경향을 보였다. 특히, 여재의 표층이 심층에 비해 낮았다. 이와 같이 오염용수처리가 진행됨에 따라 pH가 전반적으로 낮아진 것은 오염용수 중의 유기물질 등 오염물질이 처리되는 과정에서 수생식물이나 미생물에 의해 발생하는 이산화탄소나 유기산 등에 의한 결과로 판단되었다.

그러나 오염용수처리 6 및 18개월 후에는 pH가 약간 증가하였는데 이는 겨울철 수생식물의 잎과 줄기가 고사되고 이로 인해 수생식물의 생육은 일시적으로 중단되어 수생식물에 의한 유기산 분비가 적어지고, 또한 겨울철 미생물의 생육이 부진하기 때문인 것으로 판단된다.

2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조의 여재도 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조와 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과할수록 감소하였고, 표층이 심층에 비해 pH의 감소폭이 큰 경향이였다. 이와 같이 pH가 감소하는 것은 1차 처리조인 혐기성조와 비슷한 결과로 주로 미생물과 식물에 의한 이산화탄소나 유기산에 의한 결과로 판단된다.

Table 3-53. pH of filter media at days after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	8.17	8.17	8.17	8.17	8.17	8.17
2	8.19	8.36	8.61	8.73	8.49	8.71
4	8.26	7.81	8.37	8.57	8.21	8.43
6	8.42	8.52	8.44	8.58	8.35	8.51
10	8.10	8.01	8.16	8.15	8.16	8.23
14	8.09	8.03	8.14	8.12	8.15	8.02
18	8.15	8.10	8.16	8.16	8.18	8.26
22	8.06	7.59	8.09	8.12	8.14	8.12

현장 오염용수처리장에 사용된 여재의 EC를 조사한 결과는 Table 3-54에서 보는 바와 같다. 현장 오염용수처리장에 사용된 원여재의 EC는  $0.05 \text{ dS m}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 여재의 EC는 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 미미하게 증가하는 경향이었으나, 그 증가폭은 미미하였다. 그리고 1차 처리조인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조의 표층은 심층에 비해 전반적으로 약간 높았고, 3차 처리조인 혐기성조도 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조와 비슷한 경향으로 표층이 심층에 비해 높았으나, 그 증가폭은 매우 미미하였다. 이와 같이 혐기성조에서 EC가 별 차이 없었던 것은 3차 처리조인 혐기성조에 유입되는 처리수는 이미 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조에서 처리된 처리수이기 때문으로 판단된다.

특히 1차 처리조인 혐기성조 표층의 EC는 다른 지점에 비해 상대적으로 약간 높았는데 이는 오염용수원수의 유입으로 인해 표층에 대부분의 유기물질이 집적되어 있고, 이들이 미생물이나 수생식물에 의해서 분해되어 무기물이 용출되었기 때문이라 사료되었다.

Table 3-54. EC of filter media at days after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : dS m<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
2	0.09	0.10	0.05	0.07	0.07	0.08
4	0.09	0.09	0.07	0.09	0.07	0.09
6	0.08	0.08	0.06	0.09	0.08	0.09
10	0.10	0.09	0.08	0.07	0.08	0.07
14	0.09	0.07	0.08	0.07	0.08	0.08
18	0.08	0.06	0.09	0.09	0.07	0.06
22	0.10	0.07	0.07	0.08	0.09	0.08

오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 오염용수처리 경과시일별 여재의 유기물 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-95에서 보는 바와 같다. 현장 오염용수처리장에 사용된 원여재의 유기물 함량은 0.90%이었고, 1차 처리조인 혐기성조 여재의 유기물 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 높아지는 경향이였다. 특히 1차 처리조인 혐기성조 표층의 여재 중 유기물 함량은 심층에 비해 증가폭이 매우 큰 경향으로 오염용수처리 14개월 후에는 표층의 유기물 함량이 1.83%로 가장 높은 결과를 보였다. 이와 같이 1차 처리조인 혐기성조 표층에서 유기물의 함량이 높은 것은 오염용수원수가 1차 처리조인 혐기성조 표면부터 여과되기 때문에 표층에 유기물이 집적되었기 때문으로 사료된다.

2차 처리조인 호기성조의 여재 중 유기물 함량은 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향으로 전반적으로 표층이 심층에 비해 약간 높았다. 3차 처리조인 혐기성조의 여재 중 유기물 함량도 2차 처리조인 호기성조와 비슷한 경향으로 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이였다.

특히, 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조의 유기물 함량이 1차 처리조인 혐기성조에 비해 전반적으로 낮은 것은 오염용수원수가 1차 처리조인 혐기성조를 거치면서 1차 처리됨으로서 대부분의 유기물이 1차 처리조인 혐기성조에 집적되었기 때문으로 사료된다.



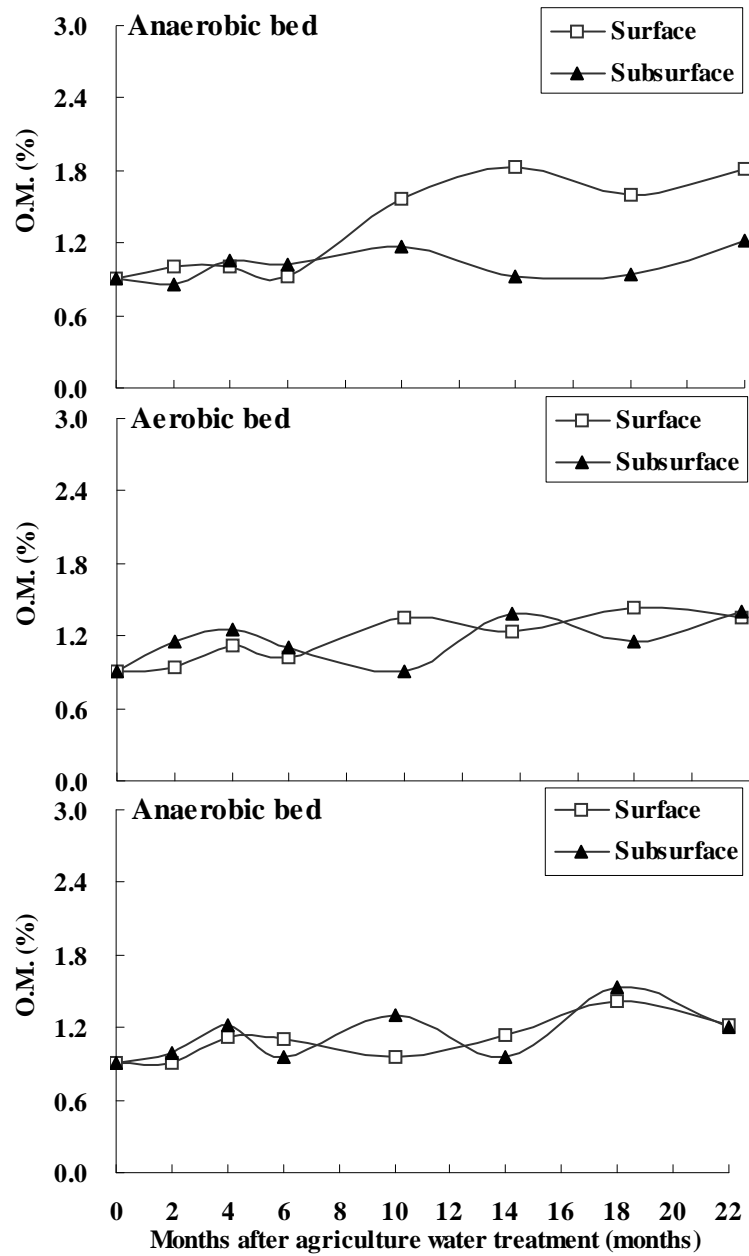


Fig. 3-95. Organic matter content of filter media at months after agriculture water treatment in agriculture water treatment plant.

오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 오염용수처리 경과시일별 여재의 T-N의 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-96에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에 사용된 원여재의 T-N의 함량은  $29.3 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조 여재의 T-N의 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 높아지는 경향이였다. 특히, 1차 처리조인 혐기성조 표층의 여재 중 T-N 함량은 심층에 비해 증가폭이 매우 큰 경향으로 오염용수처리 22개월 후에는 표층의 T-N의 함량이  $206.0 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 높은 결과를 보였다. 이와 같이 1차 처리조인 혐기성조 표층에서 T-N의 함량이 높은 것은 상기 유기물의 함량과 유사한 경향으로 오염용수원수가 1차 처리조인 혐기성조 표면부터 여과되기 때문에 표층에 유기물이 집적되었고, 이들 집적된 유기물내에 함유된 T-N 때문으로 사료된다.

2차 처리조인 호기성조 여재의 T-N의 함량은 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향으로 전반적으로 표층이 심층에 비해 약간 높았으나, 1차 처리조인 혐기성조의 증가폭에 비해 미미하게 증가되었다. 이는 T-N이 1차 처리조인 혐기성조를 거치면서 1차 처리되어 2차 처리조인 호기성조로 유입되었기 때문으로 사료 된다.

3차 처리인 혐기성조 여재의 T-N의 함량은 2차 처리조인 호기성조와 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이였고, 전반적으로 3차 처리인 혐기성조의 표층과 심층에서 T-N함량은 별 차이 없이 없었다. 이는 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조에서 대부분의 질소가 처리되어 3차 처리조인 혐기성조의 표층과 심층에서의 T-N의 집적을 크게 일으키지 않은 것으로 판단된다.

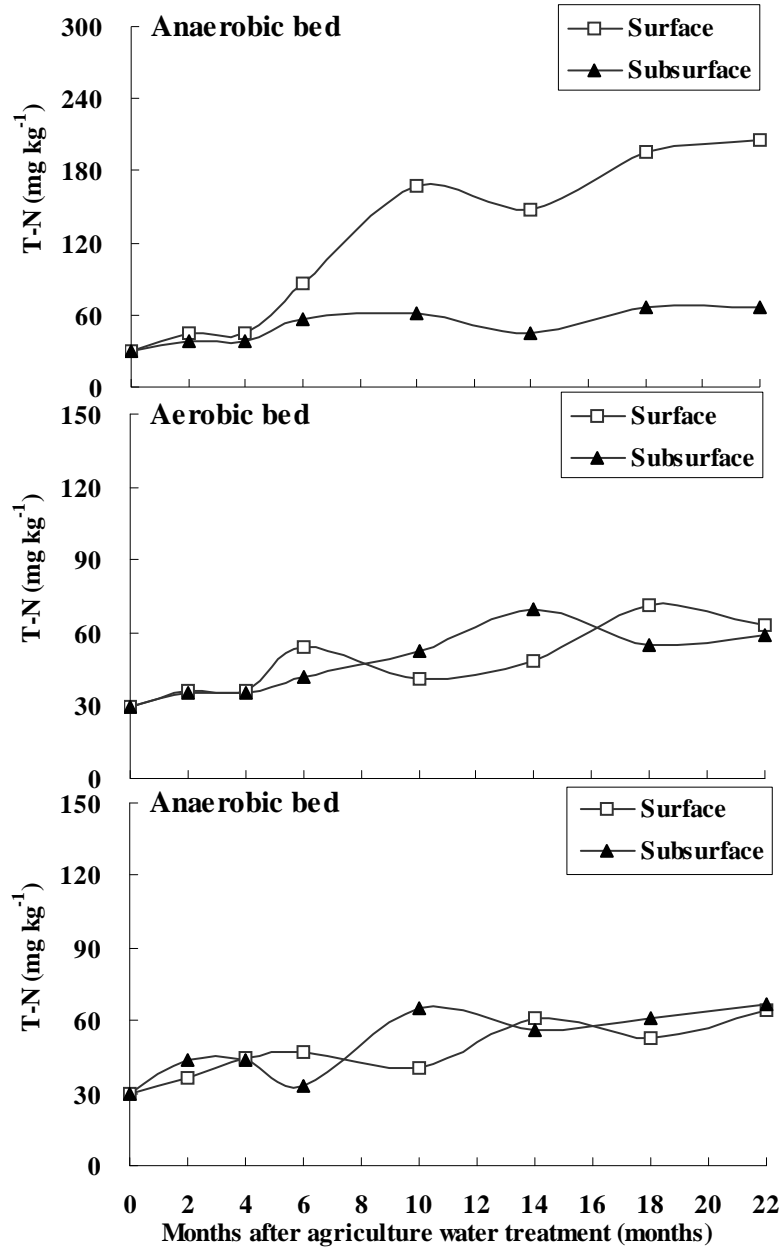


Fig. 3-96. T-N content of filter media at months after agriculture water treatment in agriculture water treatment plant.

오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 오염용수처리 경과시일별 여재의 T-P의 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-97에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에 사용된 원여재의 T-P의 함량은  $76.9 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조 여재의 T-P의 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 높아지는 경향이였다. 특히 1차 처리조인 혐기성조 표층의 여재 중 T-P의 함량은 심층에 비해 증가폭이 매우 큰 경향으로 오염용수처리 22개월 후에는 표층의 T-P의 함량이  $319.2 \text{ mg kg}^{-1}$ 로 가장 높은 결과를 보였다. 이와 같이 1차 처리조인 혐기성조 표층에서 T-P의 함량이 높은 것은 상기 유기물의 함량과 유사한 경향으로 오염용수원수가 1차 처리조인 혐기성조 표면부터 여과되기 때문에 표층에 유기물이 집적되었고, 이들 집적된 유기물내에 함유된 T-P 때문으로 사료된다.

2차 처리조인 호기성조 여재의 T-P의 함량은 전반적으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 증가하는 경향으로 전반적으로 표층이 심층에 비해 약간 높았으나, 1차 처리조인 혐기성조의 증가폭에 비해 약간 적었다. 하지만 2차 처리조인 호기성조 여재의 T-P의 함량은 유기물과 질소와는 달리 오염용수처리 시기가 경과함에 따라 상당히 증가되었다. 이는 인의 경우 여재에 의한 흡착과 침전에 의해 대부분의 처리되고 오염용수와 여재의 접촉시간에 의해 처리수 중의 인이 여재에 계속적으로 흡착 및 침전되기 때문으로 사료된다.

3차 처리조인 혐기성조 여재의 T-P의 함량은 2차 처리조인 호기성조와 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이였으나, 여재의 T-P의 함량은 전반적으로 2차 처리조인 호기성조가 3차 처리조인 혐기성조에 비해 약간 높았다. 인은 기체 상태로 휘산 처리되는 기작이 없으므로 오염용수처리장에서 인의 처리는 식물 및 미생물에 의한 흡수, 여재의 여과 및 흡착 그리고 침전 등이 주된 처리 기작이다. 특히 인공습지에서는 여재에 의한 인의 처리는 여과와 흡착이 주된 처리 과정이며, 인의 부하량이 여재의 흡착능력을 초과할 경우에는 누적되었던 인 성분이 세척이나 용출되어 오히려 유출수의 농도가 높게 나타날 수 있다 (양, 1999; 내무부, 1995).

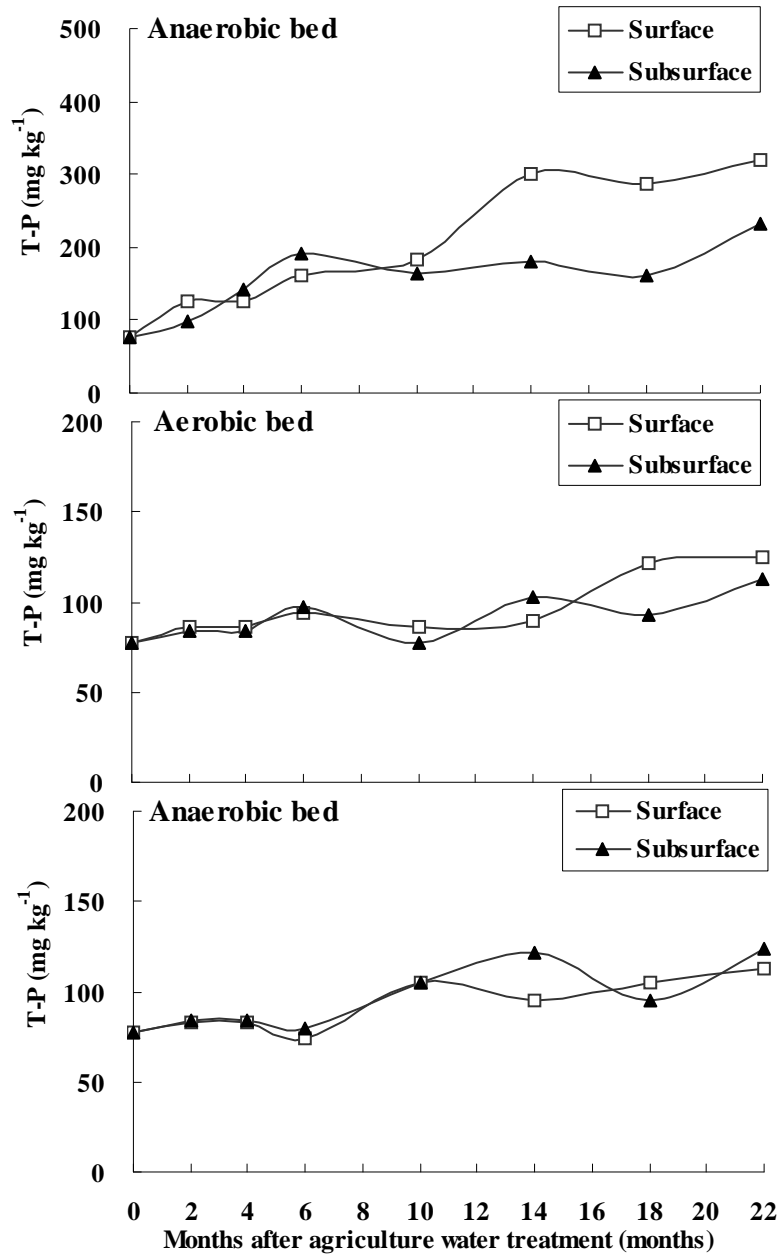


Fig. 3-97. T-P content of filter media at months after agriculture water treatment in agriculture water treatment plant.

오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 오염용수처리 경과시일별 여재의 K, Ca, Mg 및 Na 함량을 조사한 결과는 Table 3-55~3-58에서 보는 바와 같다. 오염용수처리장에 사용된 원여재의 K 함량은  $1,132 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조 여재의 K 함량은 오염용수처리 시기가 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 특히 1차 처리조인 혐기성조 K 함량은 표층이 다른 지점에 비해 증가폭이 큰 경향이였다. 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재의 K 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 원여재에 비해 증가하는 경향이였다. 이는 대부분의 유기물이 1차 처리조인 혐기성조에서 처리되기 때문으로 판단된다.

오염용수처리장에서 사용된 원여재의 Ca 함량은 13.02%이었고, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재의 Ca 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점차 증가하였으며, 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조 표층에서 Ca가 집적됨을 알 수 있었다.

오염용수처리장에서 사용된 원여재의 Mg 함량은  $1,423 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재의 Mg 함량은 오염용수 처리 시일이 경과함에 따라 차이는 있었으나 점점 증가하는 경향이었고, 특히 여재 중 Mg 함량은 1차 처리조인 혐기성조가 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에 비해 높았다. 또한 여재 중 Mg 함량은 여재의 층위에 따라서는 별 차이 없이 모든 층위에 골고루 증가하는 경향이였다.

오염용수처리장에서 사용된 원여재의 Na 함량은  $251 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재의 Na 함량은 Mg와 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 점점 증가하였으며, 특히 여재 중 Na 함량은 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조가 3차 처리조인 혐기성조에 비해 높았다. 또한 여재 중 Na 함량은 여재의 층위에 따라서는 별 차이 없이 모든 층위에 골고루 증가하는 경향이였다. 이는 Na의 경우 일반적으로 여재 내에서 이행성이 좋기 때문으로 사료된다.

Table 3-55. K content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	1,132	1,132	1,132	1,132	1,132	1,132
2	1,913	1,232	2,048	2,190	1,926	2,211
4	1,558	1,455	1,817	1,206	2,020	1,207
6	2,029	1,589	2,441	1,333	1,815	1,497
10	2,263	2,957	1,794	2,355	2,641	1,526
14	1,986	1,859	1,870	2,377	1,648	2,553
18	2,705	1,996	2,060	1,957	2,191	1,861
22	2,810	2,023	2,161	2,564	2,211	2,588

Table 3-56. Ca content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : %)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	13.02	13.02	13.02	13.02	13.02	13.02
2	15.23	12.89	13.18	13.01	12.10	12.08
4	25.57	22.91	18.19	16.55	16.25	22.88
6	28.76	24.45	26.22	20.02	25.32	24.20
10	29.75	22.60	25.28	29.21	21.06	23.21
14	35.88	27.12	30.06	31.25	18.11	34.08
18	35.20	24.11	29.38	22.37	26.30	31.01
22	41.96	13.44	24.44	19.40	36.33	36.32

Table 3-57. Mg content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	1,423	1,423	1,423	1,423	1,423	1,423
2	1,751	1,755	1,695	1,738	1,778	1,654
4	2,803	2,661	2,774	2,736	2,165	1,693
6	3,722	1,622	3,743	1,727	1,568	2,666
10	3,824	2,188	2,273	2,749	2,281	2,668
14	3,791	3,159	2,588	2,759	2,788	1,684
18	3,610	2,178	2,599	2,770	3,814	2,741
22	3,748	2,120	2,816	3,189	2,833	2,756

Table 3-58. Na content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	251	251	251	251	251	251
2	290	304	307	358	276	279
4	206	239	324	244	116	315
6	458	212	361	326	346	326
10	408	271	274	164	212	241
14	223	219	362	310	288	355
18	464	128	185	289	307	419
22	478	405	288	198	373	327



오염용수처리장의 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 오염용수처리 경과시일별 여재의 Fe, Cu, Mn 및 Zn 함량을 조사한 결과는 Table 3-59~3-62에서 보는 바와 같다. 현장 오염용수처리장에 사용된 원여재의 Fe 함량은  $2,111 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재의 Fe 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 모든 지점에서 점점 증가하는 경향이였다. 또한 원여재의 Cu 함량은  $11.6 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재의 Cu 함량은 Fe 함량과 유사한 경향으로 오염용수 처리시일에 따라 다소 차이는 있었지만 미미하게 증가하는 경향이였다.

오염용수처리장에서 사용된 원여재의 Mn 함량은  $5.32 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차 처리조인 혐기성조 여재의 Mn 함량은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 원여재에 비해 약간 증가하였으며, 특히 표층의 경우 다른지점에 비해 증가폭이 약간 큰 경향이였다. 1차 처리조인 혐기성조와 3차 처리조인 혐기성조 심층에서 여재의 Mn 함량은 오염용수처리시기가 경과할수록 다소 차이는 있었으나 전반적으로 미미하게 증가하는 경향이였다. 또한 원여재의 Zn 함량은  $10.4 \text{ mg kg}^{-1}$ 이었고, 1차, 2차 및 3차 처리조에서 여재의 Zn 함량은 오염용수처리 시기가 경과함에 따라 표층과 심층에 구별 없이 모든 처리조에서 원여재에 비해 약간 증가하는 경향이였다.

Table 3-59. Fe content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	2,111	2,111	2,111	2,111	2,111	2,111
2	2,415	1,422	2,012	2,026	2,418	1,906
4	1,556	1,590	2,887	2,816	1,430	2,121
6	2,699	2,907	2,675	1,607	2,891	3,475
10	1,899	3,145	3,841	3,688	3,899	1,850
14	3,025	3,216	3,032	2,569	1,990	2,115
18	4,287	2,247	2,125	1,698	2,056	3,890
22	3,480	2,422	3,365	2,841	3,115	1,926

Table 3-60. Cu content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6
2	16.7	12.0	12.8	17.8	12.1	14.2
4	13.9	22.1	19.5	13.9	16.5	12.6
6	18.0	19.0	26.4	21.3	26.6	18.1
10	22.2	36.5	15.2	25.0	21.4	22.0
14	26.1	20.1	23.1	19.1	26.7	26.4
18	31.9	27.6	18.7	16.2	30.4	18.2
22	39.8	16.4	22.3	24.7	14.2	26.7

Table 3-61. Mn content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	5.32	5.32	5.32	5.32	5.32	5.32
2	14.9	15.4	14.9	15.6	13.1	17.2
4	25.5	28.4	25.8	24.1	30.0	29.4
6	34.6	46.5	21.5	29.9	17.3	21.0
10	39.3	24.0	18.3	32.5	20.6	28.7
14	45.3	34.9	22.5	12.2	25.7	20.3
18	41.9	21.3	30.2	19.6	33.0	31.2
22	48.8	19.3	33.6	37.7	17.2	25.1

Table 3-62. Zn content in filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

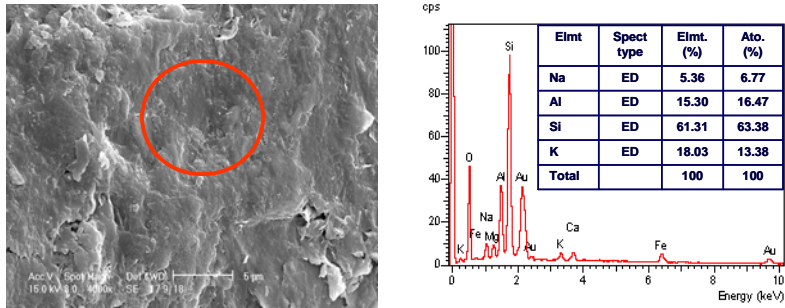
Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4
2	11.5	17.9	16.5	13.2	17.9	15.3
4	12.5	14.3	14.1	18.9	17.2	18.6
6	19.6	20.3	19.8	21.1	18.5	22.6
10	22.4	20.2	20.6	20.8	19.4	17.3
14	28.6	22.6	18.4	19.0	22.6	18.8
18	21.7	18.7	22.9	19.9	17.0	20.8
22	38.3	19.6	18.5	20.8	19.6	21.7

### 3) 여재 표면의 무기성분 흡착특성

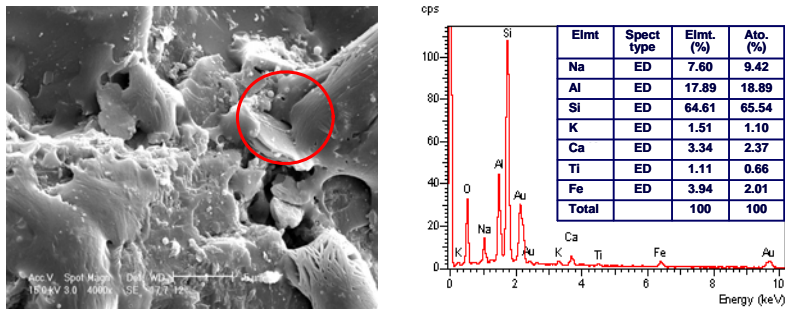
현장 오염용수처리장에서 원여재와 오염용수처리 6 및 22개월 후 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재 표면을 SEM과 EDS로 분석한 결과는 Fig. 3-98~3-100에서 보는 바와 같다.

왕사, 쇠석 및 방해석의 전자현미경 사진을 보면 원여재에 비해 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 오염용수 처리시일이 경과됨에 따라 미생물이 급격히 증가되는 경향이였다. 또한 여재별 미생물 흡착은 전반적으로 별 차이 없었으나, 쇠석이 왕사에 비해 약간 많이 관찰되었다. 이는 쇠석의 경우 표면에 거칠어서 미생물의 부착이 용이하기 때문으로 판단된다.

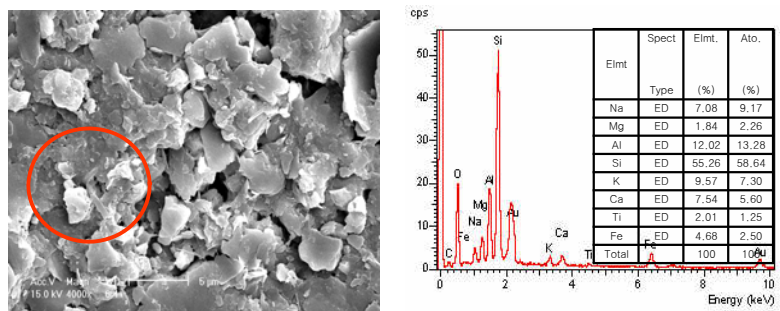
여재의 시기별 EDS 분석결과 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 여재 표면의 무기성분들은 원여재에 비하여 함량이 증가하거나 원여재에 없었던 새로운 원소들이 흡착되었다. 특히, 1차 처리조인 혐기성조 여재 표면의 무기성분은 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 여재 표면에 비해 흡착종류와 흡착량이 많았다. 1차 처리조인 혐기성조에는 오염용수원수가 직접 유입되어 여과 처리됨으로서 대부분의 유기물들이 1차 처리조인 혐기성조에 집적되었기 때문으로 사료된다.



Raw coarse sand

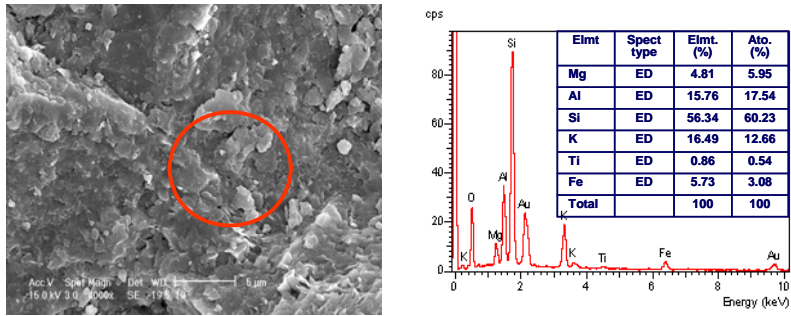


Coarse sand at 6 months after treatment

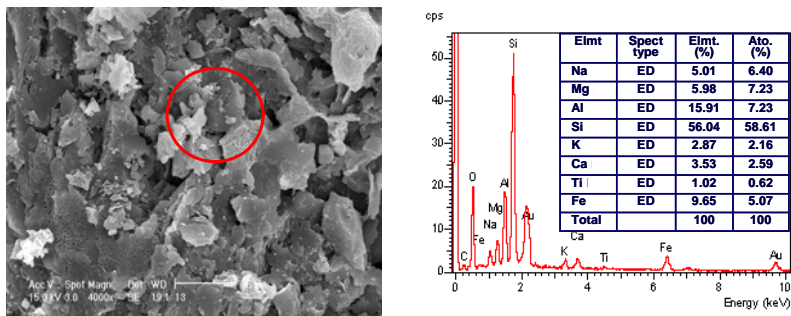


Coarse sand at 22 months after treatment

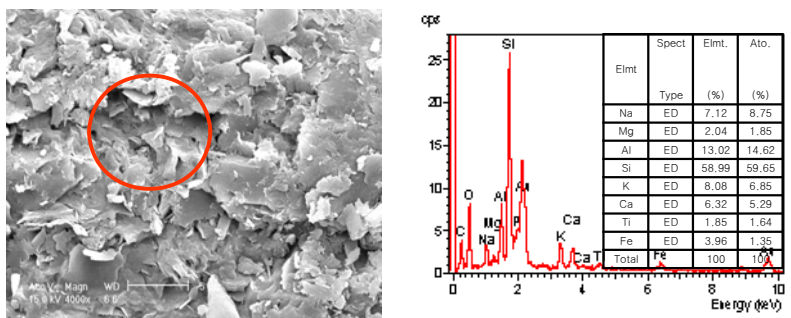
Fig. 3-98. SEM (Scanning Electron Micrograph) and EDS (Energy Dispersive Spectroscopy) of coarse sand surface at 6 and 22 months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.



Raw broken stone

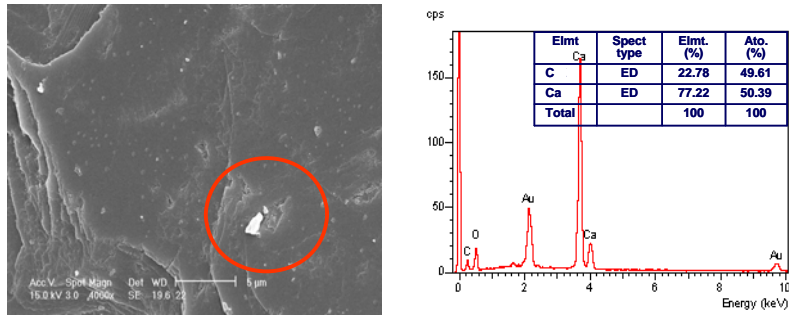


Broken stone at 6 months after treatment

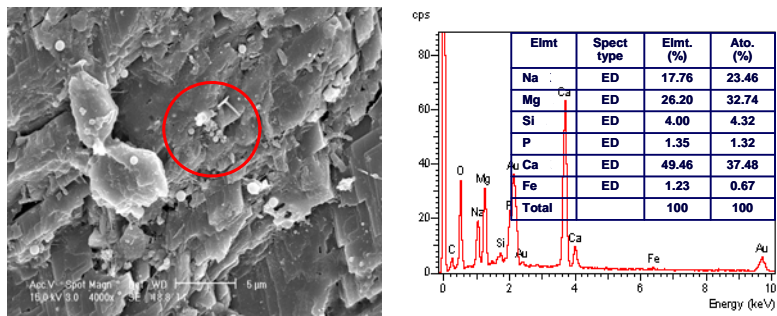


Broken stone at 22 months after treatment

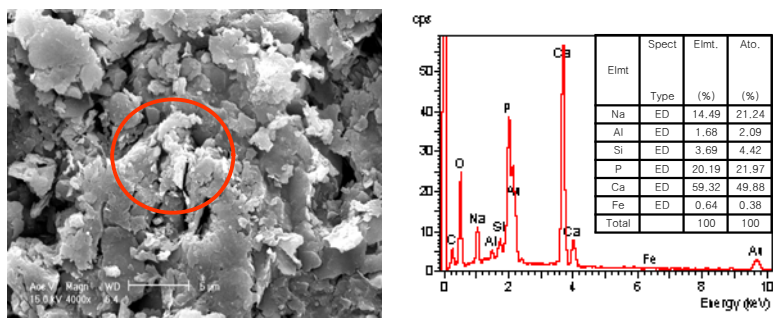
Fig. 3-99. SEM (Scanning Electron Micrograph) and EDS (Energy Dispersive Spectroscopy) of broken stone surface at 6 and 22 months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.



Raw calcite



Calcite at 6 months after treatment



Calcite at 22 months after treatment

Fig. 3-100. SEM (Scanning Electron Micrograph) and EDS (Energy Dispersive Spectroscopy) of calcite surface at 6 and 22 months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

라. 현장 오염용수처리장에서의 미생물상

1) 여재표면의 미생물상

현장 오염용수처리장에서 사용한 여재표면의 미생물상은 오염용수처리 2, 4, 6, 10, 14, 18 및 22개월 후에 본 오염용수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조에서 각각 깊이별로 표층 (5 cm)과 심층 (50 cm)으로 구분하여 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

오염용수처리장의 전반적인 미생물상의 밀도 분포는 총세균수가 가장 많았고 그 다음으로 일반세균, 셀룰로오스 분해균 및 사상균 순이었다.

오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일별 총세균은 Table 3-63에서 보는 바와 같이 모든 조에서 오염용수처리 4개월 후에는 급격히 증가하다가 6개월 후인 2006년 1월 겨울철에는 그 수가 약간 줄어들었으며, 그 이후에는 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 약간씩 증가하는 경향이였다. 특히 총세균은 1차 처리조인 혐기성조가 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조에 비해 약간 많았고, 전반적으로 표층이 심층에 비해 많았다. 이와 같이 1차 처리조인 혐기성조의 총세균수가 많은 이유는 오염용수 원수가 1차적으로 1차 처리조인 혐기성조에 먼저 여과되어 대부분의 유기물이 1차 처리조인 혐기성조에서 가장 많기 때문으로 사료된다.

오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일별 일반세균은 Table 3-64에서 보는 바와 같이 일반세균은 총세균과 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 모든 처리조에서 다소 차이는 있었으나 점점 증가하는 경향이었고, 전반적으로 표층이 심층에 비해 약간 높았다.



Table 3-63. Variation of total bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : CFU g<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	2.36×10 <sup>5</sup>	2.36×10 <sup>5</sup>	2.36×10 <sup>5</sup>	2.36×10 <sup>5</sup>	2.36×10 <sup>5</sup>	2.36×10 <sup>5</sup>
2	3.07×10 <sup>5</sup>	2.36×10 <sup>5</sup>	3.76×10 <sup>5</sup>	2.88×10 <sup>5</sup>	2.76×10 <sup>5</sup>	2.56×10 <sup>5</sup>
4	4.80×10 <sup>5</sup>	5.25×10 <sup>5</sup>	3.71×10 <sup>5</sup>	2.86×10 <sup>5</sup>	2.88×10 <sup>5</sup>	2.91×10 <sup>5</sup>
6	3.84×10 <sup>5</sup>	3.62×10 <sup>5</sup>	3.58×10 <sup>5</sup>	3.24×10 <sup>5</sup>	2.54×10 <sup>5</sup>	2.85×10 <sup>5</sup>
10	3.95×10 <sup>5</sup>	3.22×10 <sup>5</sup>	3.66×10 <sup>5</sup>	3.26×10 <sup>5</sup>	2.59×10 <sup>5</sup>	2.89×10 <sup>5</sup>
14	4.05×10 <sup>5</sup>	3.35×10 <sup>5</sup>	3.75×10 <sup>5</sup>	3.28×10 <sup>5</sup>	2.78×10 <sup>5</sup>	2.78×10 <sup>5</sup>
18	3.78×10 <sup>5</sup>	3.05×10 <sup>5</sup>	3.52×10 <sup>5</sup>	3.15×10 <sup>5</sup>	2.68×10 <sup>5</sup>	2.69×10 <sup>5</sup>
22	4.20×10 <sup>5</sup>	3.25×10 <sup>5</sup>	3.57×10 <sup>5</sup>	3.48×10 <sup>5</sup>	2.89×10 <sup>5</sup>	2.89×10 <sup>5</sup>

Table 3-64. Variation of general bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : CFU g<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	1.71×10 <sup>5</sup>	1.71×10 <sup>5</sup>	1.71×10 <sup>5</sup>	1.71×10 <sup>5</sup>	1.71×10 <sup>5</sup>	1.71×10 <sup>5</sup>
2	2.17×10 <sup>5</sup>	1.71×10 <sup>5</sup>	2.74×10 <sup>5</sup>	2.09×10 <sup>5</sup>	1.65×10 <sup>5</sup>	1.44×10 <sup>5</sup>
4	3.36×10 <sup>5</sup>	3.60×10 <sup>5</sup>	2.76×10 <sup>5</sup>	2.94×10 <sup>5</sup>	1.89×10 <sup>5</sup>	2.56×10 <sup>5</sup>
6	3.20×10 <sup>5</sup>	2.66×10 <sup>5</sup>	2.54×10 <sup>5</sup>	2.62×10 <sup>5</sup>	1.75×10 <sup>5</sup>	2.26×10 <sup>5</sup>
10	3.25×10 <sup>5</sup>	2.75×10 <sup>5</sup>	2.56×10 <sup>5</sup>	2.78×10 <sup>5</sup>	1.78×10 <sup>5</sup>	2.35×10 <sup>5</sup>
14	3.36×10 <sup>5</sup>	2.76×10 <sup>5</sup>	2.58×10 <sup>5</sup>	2.89×10 <sup>5</sup>	1.89×10 <sup>5</sup>	2.45×10 <sup>5</sup>
18	3.20×10 <sup>5</sup>	2.51×10 <sup>5</sup>	2.45×10 <sup>5</sup>	2.56×10 <sup>5</sup>	1.65×10 <sup>5</sup>	2.32×10 <sup>5</sup>
22	3.59×10 <sup>5</sup>	2.84×10 <sup>5</sup>	2.87×10 <sup>5</sup>	2.99×10 <sup>5</sup>	2.01×10 <sup>5</sup>	2.56×10 <sup>5</sup>

오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일에 따른 셀룰로오스 분해균 및 사상균은 Table 3-65~3-66에서 보는 바와 같다. 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조의 셀룰로오스 분해균 및 사상균은 총세균과 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 다소 차이는 있었으나 점점 많아지는 경향이었고, 전반적으로 표층이 심층에 비해 많은 경향이였다. 특히 셀룰로오스 분해균 및 사상균은 1차 처리조인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조 표층이 다른 지점에 비해 많았고, 1차 처리조에서 3차 처리조로 가면서 점점 낮아지는 경향이였다. 이는 1차 처리인 혐기성조 및 2차 처리조인 호기성조의 경우 셀룰로오스 분해균 및 사상균이 생육할 수 있는 영양원 등의 생육조건이 좋았기 때문인 것으로 사료되며, 3차 처리조인 혐기성조의 경우 1차 및 2차 처리조에서 대부분의 오염용수가 처리됨으로서 셀룰로오스 분해균 및 사상균의 생육조건이 1차 및 2차 처리조에 비해 불리하기 때문으로 사료된다.

Table 3-65. Variation of cellulose decomposing bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : CFU g<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
	0	1.09×10 <sup>5</sup>	1.09×10 <sup>5</sup>	1.09×10 <sup>5</sup>	1.09×10 <sup>5</sup>	1.09×10 <sup>5</sup>
2	1.24×10 <sup>5</sup>	1.09×10 <sup>5</sup>	2.89×10 <sup>5</sup>	2.09×10 <sup>5</sup>	1.26×10 <sup>5</sup>	1.00×10 <sup>5</sup>
4	3.32×10 <sup>5</sup>	3.35×10 <sup>5</sup>	3.32×10 <sup>5</sup>	3.15×10 <sup>5</sup>	2.09×10 <sup>5</sup>	2.24×10 <sup>5</sup>
6	3.00×10 <sup>5</sup>	3.28×10 <sup>5</sup>	3.00×10 <sup>5</sup>	2.38×10 <sup>5</sup>	1.29×10 <sup>5</sup>	1.32×10 <sup>5</sup>
10	3.26×10 <sup>5</sup>	3.36×10 <sup>5</sup>	3.10×10 <sup>5</sup>	2.56×10 <sup>5</sup>	1.56×10 <sup>5</sup>	1.36×10 <sup>5</sup>
14	3.59×10 <sup>5</sup>	3.48×10 <sup>5</sup>	3.15×10 <sup>5</sup>	2.78×10 <sup>5</sup>	1.22×10 <sup>5</sup>	1.34×10 <sup>5</sup>
18	3.47×10 <sup>5</sup>	3.24×10 <sup>5</sup>	3.05×10 <sup>5</sup>	2.54×10 <sup>5</sup>	1.46×10 <sup>5</sup>	1.25×10 <sup>5</sup>
22	3.69×10 <sup>5</sup>	3.58×10 <sup>5</sup>	3.12×10 <sup>5</sup>	2.79×10 <sup>5</sup>	1.58×10 <sup>5</sup>	1.39×10 <sup>5</sup>

Table 3-66. Variation of fungi of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : CFU g<sup>-1</sup>)

Months after treatment	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
	0	0.80×10 <sup>5</sup>	0.80×10 <sup>5</sup>	0.80×10 <sup>5</sup>	0.80×10 <sup>5</sup>	0.80×10 <sup>5</sup>
2	2.82×10 <sup>5</sup>	2.35×10 <sup>5</sup>	1.15×10 <sup>5</sup>	1.05×10 <sup>5</sup>	0.91×10 <sup>5</sup>	0.80×10 <sup>5</sup>
4	3.65×10 <sup>5</sup>	3.29×10 <sup>5</sup>	1.26×10 <sup>5</sup>	1.11×10 <sup>5</sup>	1.91×10 <sup>5</sup>	2.24×10 <sup>5</sup>
6	3.06×10 <sup>5</sup>	2.62×10 <sup>5</sup>	1.05×10 <sup>5</sup>	1.02×10 <sup>5</sup>	1.15×10 <sup>5</sup>	1.44×10 <sup>5</sup>
10	3.12×10 <sup>5</sup>	2.68×10 <sup>5</sup>	1.06×10 <sup>5</sup>	1.16×10 <sup>5</sup>	1.13×10 <sup>5</sup>	1.60×10 <sup>5</sup>
14	3.26×10 <sup>5</sup>	2.77×10 <sup>5</sup>	1.15×10 <sup>5</sup>	1.18×10 <sup>5</sup>	1.19×10 <sup>5</sup>	1.56×10 <sup>5</sup>
18	3.02×10 <sup>5</sup>	2.54×10 <sup>5</sup>	1.02×10 <sup>5</sup>	1.12×10 <sup>5</sup>	1.10×10 <sup>5</sup>	1.44×10 <sup>5</sup>
22	3.26×10 <sup>5</sup>	2.89×10 <sup>5</sup>	1.17×10 <sup>5</sup>	1.20×10 <sup>5</sup>	1.16×10 <sup>5</sup>	1.56×10 <sup>5</sup>

오염용수원수로 유입된 질소는 대부분이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 이고 이들은 혐기성조에서 질산 환원균과 탈질균에 의해 탈질이 일어나면서 질소와 아산화질소로 전환되어 이들이 대기중으로 이동하여 질소가 처리되는 것으로 알려져 있다 (양, 1999).

본 오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일별 암모니아산화균은 Fig. 3-101에서 보는 바와 같다. 현장 오염용수처리장의 2차 처리조인 호기성조의 암모니아산화균은 오염용수처리시기가 경과함에 따라 타 처리조에 비해 증식이 가장 왕성하였고, 전반적으로 2차 처리조인 호기성조 표층이 심층에 비해 많았으나 큰 차이는 없었다. 이와 같이 2차 처리조인 호기성조 전체에 암모니아 산화균이 분포하는 것은 2차 처리조인 호기성조 표층은 대기 중의 산소의 공급이 가장 용이하고, 또한 2차 처리조인 호기성조의 심층은 중간과 하부에 자연통풍관이 연결되어 있어 산소의 공급이 원활하기 때문인 것으로 생각된다. 1차 및 3차 처리 혐기성조의 암모니아산화균은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 전반적으로 미미하게 증가하는 경향이었다.

오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일별 아질산산화균은 Fig. 3-102에서 보는 바와 같이 현장 오염용수처리장의 2차 처리조인 호기성조에서 다른 처리조에 비해 증식이 가장 왕성하였고, 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 전반적으로 증가하는 경향이었으며, 표층이 심층에 비해 약간 많았다.

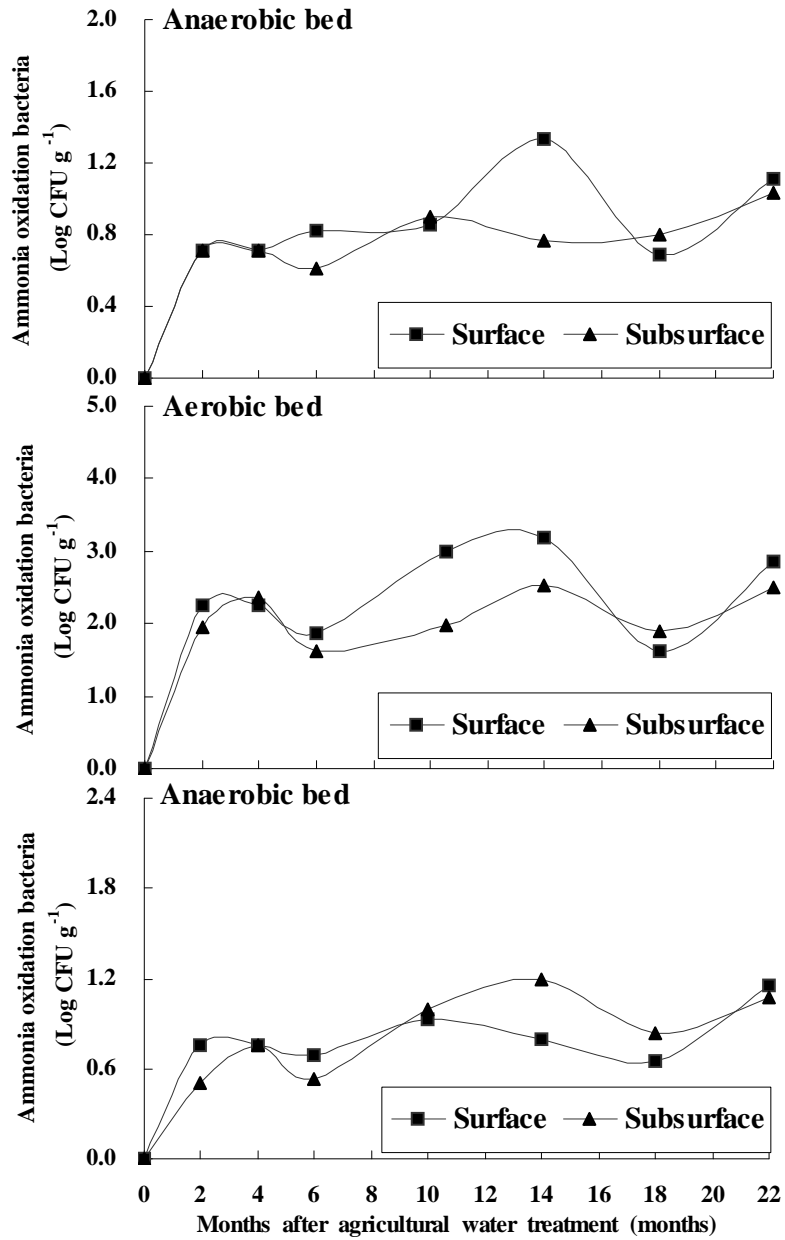


Fig. 3-101. Variation of ammonia oxidation bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

Months after agricultural water treatment (months)

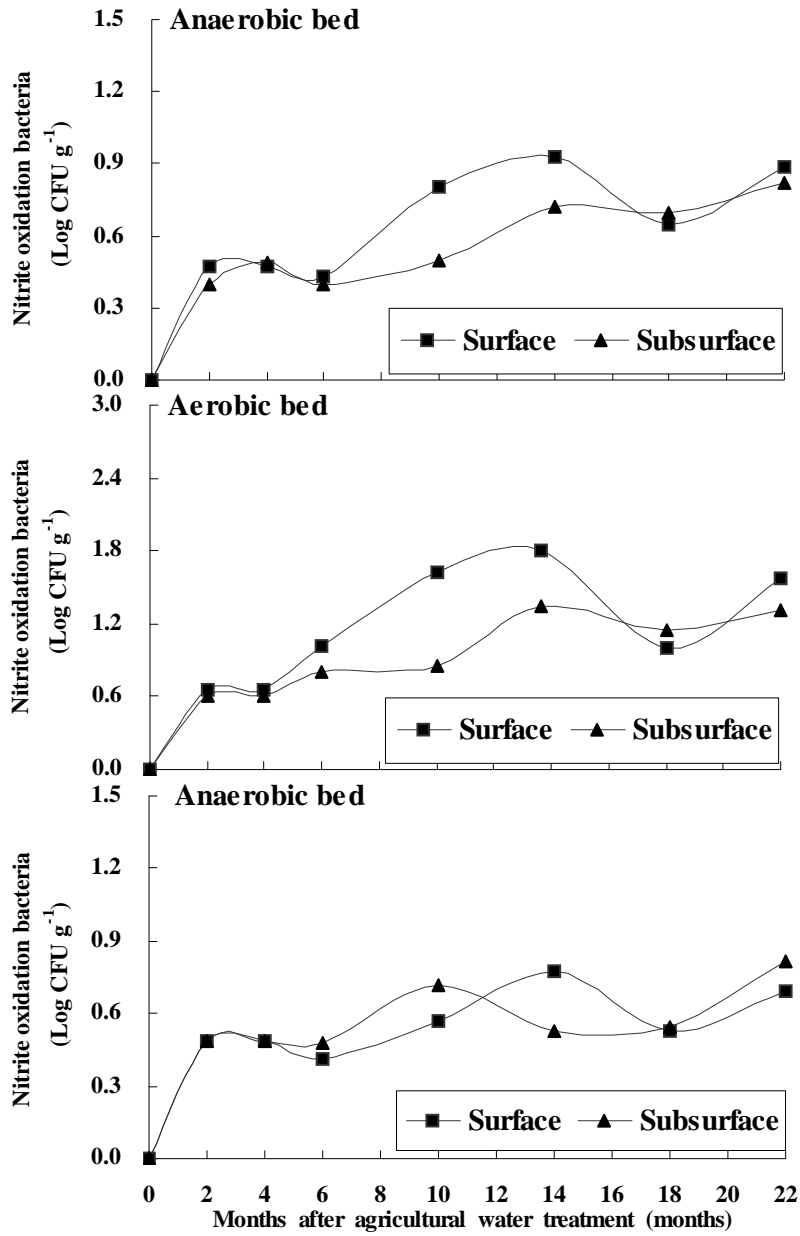


Fig. 3-102. Variation of nitrite oxidation bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일별 질산환원균은 Fig. 3-103에서 보는 바와 같다. 1차 처리조인 혐기성조의 질산환원균은 오염용수처리 초기에 급격히 증가하다가 오염용수처리 6개월 후부터 오염용수 처리 시일이 경과함에 따라 전반적으로 미미하게 증가하는 경향이었고, 전반적으로 심층이 표층에 비해 많이 분포하였다. 특히 1차 처리조인 혐기성조 표층은 겨울철 기온저하로 인해 질산환원균의 활성이 약간 감소되는 경향이었으나, 심층은 지온으로 인해 일정하게 유지되었다. 이와 같이 심층이 표층에 비해 질산환원균의 생육이 좋은 것은 1차 처리조인 혐기성조 심층은 산소의 공급이 표층에 비해 원활하지 못하기 때문에 질산환원균의 생육에 오히려 적합하기 때문으로 사료된다. 2차 처리조인 호기성조의 질산환원균은 1차 처리조인 혐기성조와 비슷한 경향으로 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 질산환원균이 심층이 표층에 비해 증식이 왕성하였고, 3차 처리조인 혐기성조의 질산환원균도 2차 처리조인 호기성조와 비슷한 경향으로 전반적으로 오염용수처리 경과시일이 증가함에 따라 심층이 표층에 비해 많은 경향이였다. 특히 혐기성조의 표층의 경우 겨울철의 기온저하로 질산환원균이 적어지는 경향이였다.

오염용수처리장의 오염용수처리 경과시일별 탈질균은 Fig. 3-104에서 보는 바와 같이 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 미미하게 증가하였고, 심층이 표층에 비해 많았다. 특히 1차 처리조인 혐기성조의 표층은 겨울철 기온저하로 인해 탈질균의 활성이 약간 감소되는 경향이었으나, 심층은 지온으로 인해 일정하게 유지되었다. 이와 같이 심층이 표층에 비해 탈질균의 생육이 좋은 것은 질산환원균과 비슷한 경향으로 1차 처리조인 혐기성조 심층은 산소의 공급이 표층에 비해 원활하지 못하기 때문에 탈질균의 생육에 오히려 적합하기 때문으로 사료된다.

2차 처리조인 호기성조의 탈질균은 1차 및 3차 처리조인 혐기성조에 비해 비슷하거나 미미하게 적은 경향이였다. 이는 호기성조는 혐기성조에 비해 산소 공급이 원활하기 때문에 혐기성 미생물인 탈질균이 생장하기에는 부적합하기 때문으로 사료된다.

3차 처리조인 혐기성조의 탈질균은 오염용수처리시기가 경과함에 따라 점점 증가하는 경향으로 전반적으로 심층이 표층보다 많이 분포하는 것으로 볼 때 대부분의 탈질은 1차 처리조인 혐기성조와 3차 처리조인 혐기성조에 의해서 진행됨을 알 수 있었다.

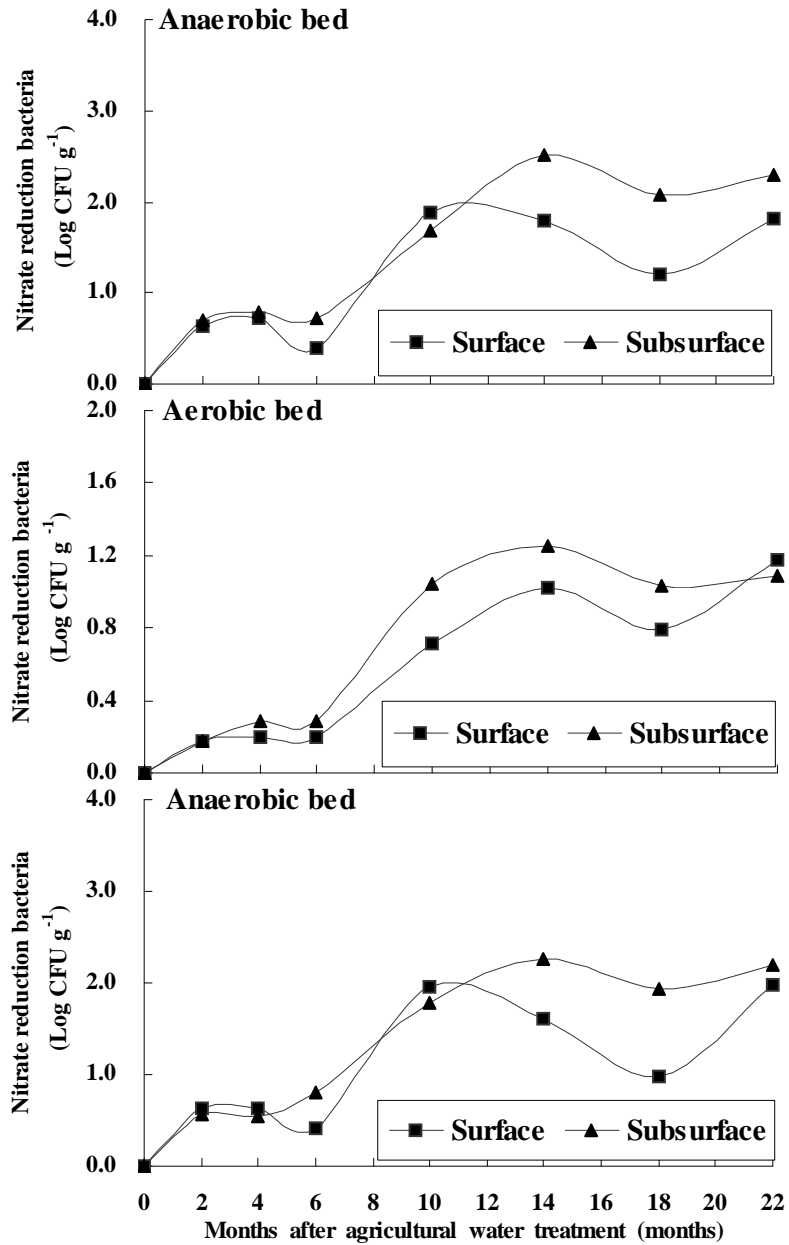


Fig. 3-103. Variation of nitrate reduction bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

Months after agricultural water treatment (months)



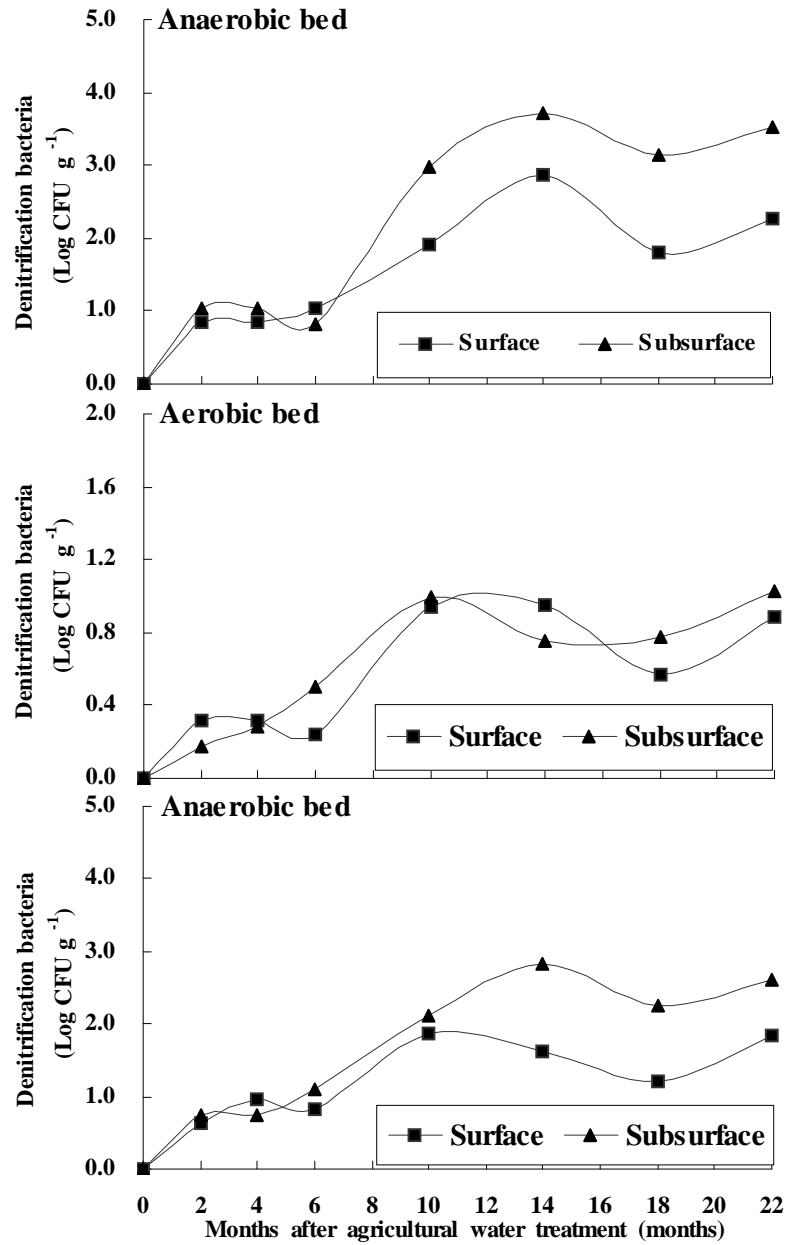


Fig. 3-104. Variation of Denitrification bacteria of filter media at months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

2) 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량

현장 오염용수처리장에서 오염용수처리 시일별 여재 표면의 생물막 총 함량 및 생물막 중 T-P 함량변화를 조사한 결과는 Table 3-67~3-68에서 보는 바와 같다.

생물막 총 함량은 전반적으로 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이었고, 1차 처리조인 혐기성조는 2차 처리조 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조에 비해 약간 높은 경향이였다. 특히 1차 처리조인 혐기성조 표층이 다른 처리조에 비해 높은 생물막 함량을 보였다. 이와 같은 결과는 오염용수 원수가 1차 처리조인 혐기성조에 먼저 유입 후 여과되어 대부분의 유기물이 표층에 집적하기 때문으로 이로 인해 여재표면에 생물막 함량이 증가된 것으로 사료된다.

생물막 중 T-P 함량은 전반적으로 생물막 총 함량과 비슷한 경향으로 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이었고, 1차 처리조인 혐기성조는 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조에 비해 약간 높은 경향이였으며, 특히 표층이 심층에 비해 높았다.

Table 3-67. Bio-membrane contents in surface of filter media at month after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant  
(Unit : %)

At month after treatment	Bio-membrane content					
	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90
2	1.21	0.85	0.94	1.15	0.91	0.99
4	1.12	0.99	1.12	1.25	1.12	1.21
6	0.92	1.02	1.36	1.10	1.53	0.95
10	2.17	2.11	2.23	0.91	0.95	2.35
14	2.30	2.78	2.23	1.38	1.13	0.95
18	1.60	1.60	1.44	1.16	1.42	1.54
22	1.82	1.76	1.35	1.40	1.22	1.21

Table 3-68. T-P contents in surface of filter media at month after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

(Unit : mg kg<sup>-1</sup>)

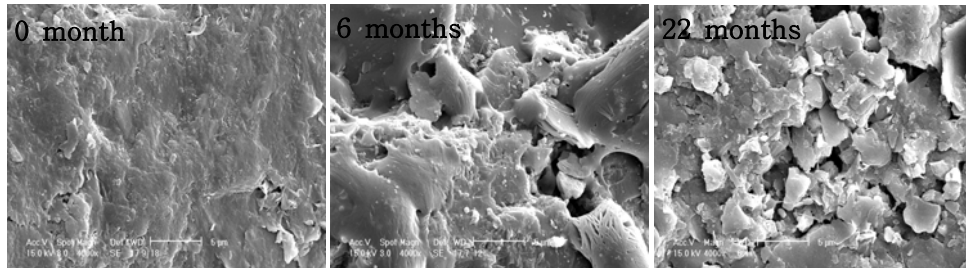
At month after treatment	T-P					
	Anaerobic bed (First treatment)		Aerobic bed (Second treatment)		Anaerobic bed (Third treatment)	
	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface	Surface	Subsurface
0	76.9	76.9	76.9	76.9	76.9	76.9
2	126.2	98.5	85.7	83.9	89.1	91.3
4	101.0	141.6	91.6	91.2	88.6	86.2
6	160.8	190.8	79.6	85.6	74.0	92.6
10	183.6	164.4	85.7	76.8	105.0	125.4
14	302.0	180.0	106.3	103.2	95.1	105.2
18	286.8	278.4	121.6	92.8	105.5	95.7
22	319.2	281.6	124.8	113.0	113.0	124.3

### 3) 여재 및 수생식물의 생물막 부착상태

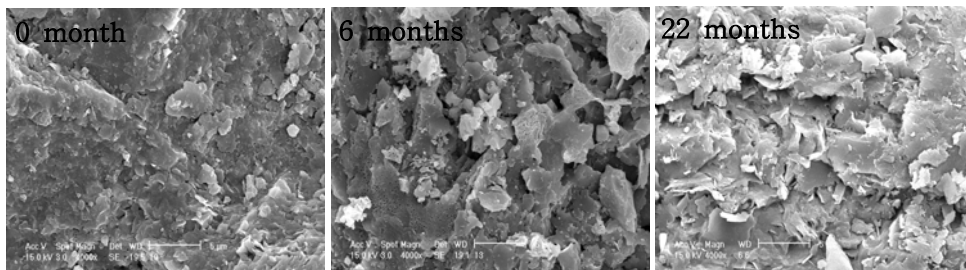
#### 가) 여재 표면의 생물막 부착상태

현장 오염용수처리장에서 원여재와 오염용수처리 6 및 22개월 후 여재 표면을 SEM으로 관찰한 결과는 Photo. 3-9에서 보는 바와 같다.

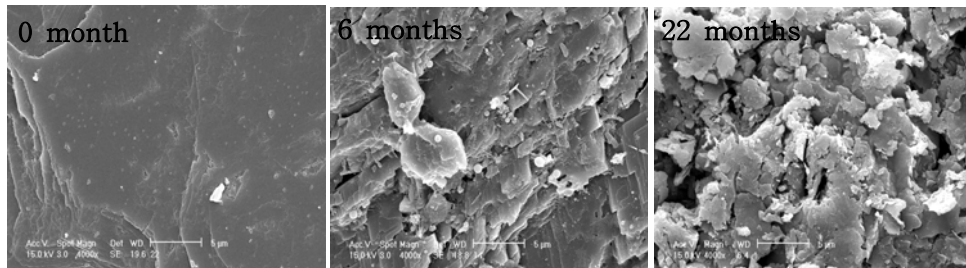
왕사, 쇄석 및 방해석의 전자현미경 사진을 보면 오염용수처리 6 및 22개월 후 여재 표면이 원여재에 비해 미생물이 많이 분포되어 있었다. 또한 여재별 미생물 흡착은 방해석을 제외하면 전반적으로 별 차이 없었으나, 쇄석이 왕사에 비해 미생물이 약간 많이 관찰되었다. 이는 쇄석의 경우 표면에 거칠어서 미생물의 부착이 용이하기 때문으로 판단된다. 하지만 방해석은 오염용수처리 초기 다른 여재에 비해 미생물이 다소 적게 분포되어 있었다. 이는 방해석의 경우 주성분이 Ca로 미생물 생육에 필요한 영양분이 불균형을 이루기 때문으로 판단된다. 하지만 방해석은 오염용수처리 22개월 후에는 오염용수의 무기성분들이 흡착되어 다른 여재와 비슷한 미생물 부착을 관찰할 수 있었다.



Coarse sand



Broken stone

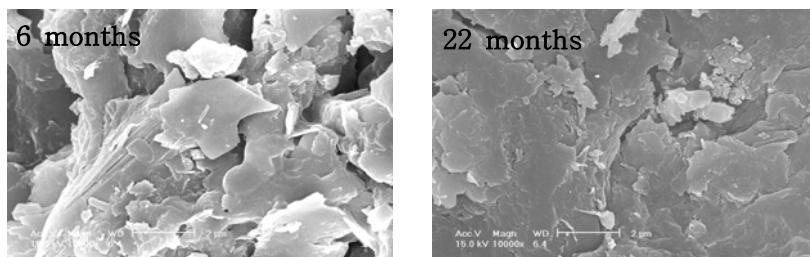


Calcite

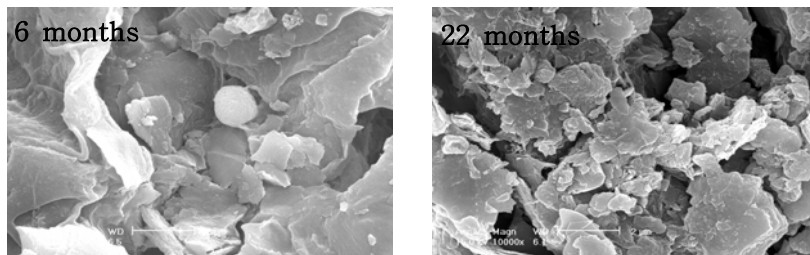
Photo. 3-9. SEM (Scanning Electron Micrograph) of filter media surface at 0, 6 and 22 months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant

나) 수생식물 뿌리표면의 생물막 부착상태

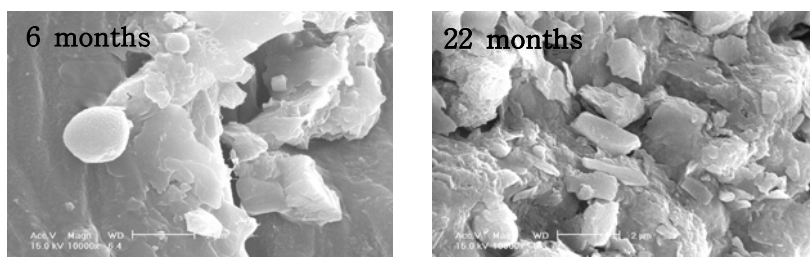
현장 오염용수처리장에서 오염용수처리 6 및 22개월 후의 노랑꽃 창포, 골풀 및 갈대의 뿌리 표면의 생물막 부착형태를 전자현미경으로 조사한 결과는 각각 photo. 3-10에서 보는 바와 같다. 수생식물의 뿌리 표면의 미생물은 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 점점 증가하는 경향으로 오염용수처리 22개월 후의 각각의 뿌리 표면에 미생물들이 많이 부착되어 있음을 관찰할 수 있었다.



*Iris pseudoacorus* L.



*Juncus effusus* var. *decipiens* BUCH.



*Phragmites communis* TRINUS.

Photo. 3-10. Scanning electron micrograph of microorganism attached to the plant roots at 6 and 22 months after agricultural water treatment in agricultural water treatment plant.

마. 현장 오염용수처리장에서의 오염물질 수치

본 연구의 시설원예지대 오염용수처리장은 자연정화공법에 의한 오염용수처리장으로 자연환경인 강우량, 증발산량 등이 오염용수처리효율에 영향을 미칠 것으로 판단되어 오염용수처리장 운전 2년 동안 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량을 조사하였다. 그리고 유입되는 오염용수중의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 총 부하량과 총 유출량을 알아보고, 각 처리조별로 처리되는 처리량을 오염물질별로 각각 조사하였다. 또한 질소와 인의 경우 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조에서는 각 오염물질의 처리경향을 여재의 흡착에 의한 처리량과 수생식물에 의한 흡수량 및 기타처리에 의한 처리량으로 세분화하여 각각 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

1) 현장 오염용수처리장의 오염용수유입량, 유출량 및 증발산량

오염용수처리장에서 운전 2년 동안 오염용수유입량과 유출량 및 증발산량을 조사한 결과는 Fig. 3-105에서 보는 바와 같다.

오염용수처리장 운전 2년 동안 오염용수의 유입량은 평균  $307 \sim 324 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  정도였으며, 1차 처리 혐기성조와 혐기성조를 통과하면서 총 유입량의 15~18%정도인  $43 \sim 55 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  정도가 증발산되어 최종 방류되는 오염용수는 평균  $264 \sim 269 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  정도였다.

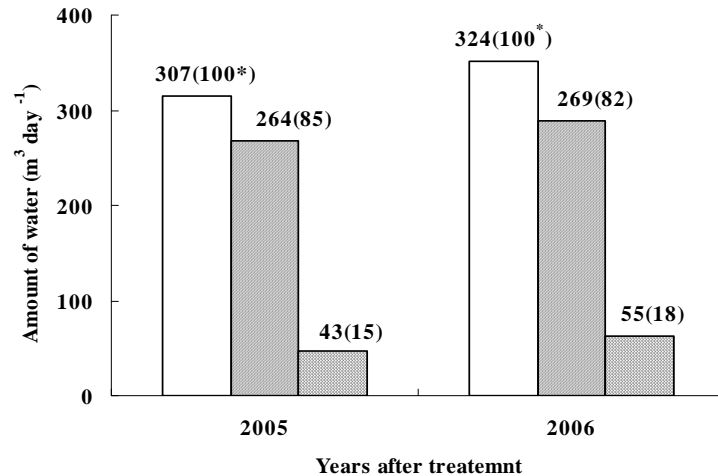


Fig. 3-105. Amount of influent, effluent and evapotranspiration in agricultural water treatment plant.

□ : Influent, ▨ : Effluent, ▩ : Evapotranspiration.

(\*) : Index

## 2) 현장 오염용수처리장의 오염물질 수지

현장 오염용수처리장에서의 오염물질의 수지는 유입되는 오염물질의 부하량, 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량, 3차 처리조인 혐기성조 처리량 및 방류량으로 구분 조사하였다. 오염물질 중 질소 및 인은 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조와 3차 처리조인 혐기성조에서 처리되는 양을 수생식물의 흡수량, 여재에 의한 흡착 또는 침전, 그리고 기타 처리량으로 세분화하였다.

### 가) BOD 수지

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 유입된 오염용수의 BOD의 총 부하량, 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량 및 3차 처리조인 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 BOD 수지를 계산한 결과는 Table 3-69에서 보는 바와 같다.



현장 오염용수처리장에 유입된 오염용수중 BOD 총 부하량은 연간 5.67-7.32 kg 정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서의 BOD 처리량은 연간 3.12-4.84 kg정도로서 BOD 총 부하량의 55.0-66.1%이상이었으며, 2차 처리조인 호기성조에서의 BOD 처리량은 연간 1.71-1.80 kg정도로서 BOD 총 부하량의 23.4-31.8%이상이었으며, 3차 처리조인 혐기성조에서의 BOD 처리량은 연간 0.55-0.68 kg정도로서 BOD 총 부하량의 9.29-9.70%이상이었으며, BOD 총 방류량은 연간 0.09-0.20 kg으로서 BOD 총 부하량의 1.23-3.53%이하였다.

BOD는 오수내 생물적 분해가 가능한 유기물질의 농도를 나타내는 지표이며, 자연정화공법에서의 BOD 처리는 유입수에 함유되어 있는 유기물이 바닥으로 침전되어 바닥층의 미생물에 의하여 분해되거나 토양에 흡수되어 처리된다. 수중의 수생 식물 줄기나 잎, 잔재물에 호기성 미생물이 부착되어 형성된 얇은 미생물막 (microbial film)과 유기성물질이 반응하여 BOD가 처리되는 것으로 알려져 있다 (Tate, 1979).

#### 나) COD 수치

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 유입된 오염용수의 COD의 총 부하량, 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량 및 3차 처리조인 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 COD 수치를 계산한 결과는 Table 3-69에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에 유입된 오염용수 중 COD 총 부하량은 연간 11.4-14.5 kg 정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서의 COD 처리량은 연간 5.63-8.30 kg정도로서 COD 부하량의 49.4-57.3%이상이었으며, 2차 처리조인 호기성조에서의 COD처리량은 연간 3.23-3.76 kg정도로서 COD 총 부하량의 26.0-28.4%이상이었으며, 3차 처리조인 혐기성조에서의 COD 처리량은 연간 1.30-1.46 kg정도로서 COD 총 부하량의 10.1-11.0%이상이었으며, COD 총 방류량은 연간 0.96-1.23 kg으로서 COD 총 부하량의 6.63-10.8%이하였다.

본 오염용수처리장에서 처리된 COD는 BOD와 마찬가지로 대부분이 1차 처리조인 혐기성조에서 처리가 되었으며 방류되는 COD의 양이 오염용수처리 시일이 경과될수록 꾸준히 감소하였다. 이는 1차 처리조인 혐기성조 미생물이 시간이 지나면서 토착화되고 활성이 증가하였기 때문이라 생각된다. 그리고 유입되는 오염용수가

대부분 생활오염용수로서 미생물에 의해 분해가 용이한 유기물이 많이 포함되어 있기 때문에 판단된다 (정과 정, 1994).

#### 다) SS 수치

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 유입된 오염용수의 SS의 총 부하량, 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량 및 3차 처리조인 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 SS수치를 계산한 결과는 Table 3-69에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장에서 SS 총 부하량은 연간 12.8-16.0 kg정도로서 1차 처리조인 혐기성조에서의 SS 처리량은 연간 8.87-11.7 kg정도로서 SS 총 부하량의 69.5-73.2%이상이었으며, 2차 처리조인 호기성조에서의 SS 처리량은 연간 2.76-3.26 kg정도로서 SS 총 부하량의 20.4-21.6%이상이었고, 3차 처리조인 혐기성조에서의 SS 처리량은 연간 0.58-0.65 kg정도로서 SS 총 부하량의 3.63-5.09%이상이었고, SS 총 방류량은 연간 0.44-0.49 kg으로 SS 총 부하량의 2.75-3.84%이하였다.

SS도 BOD 및 COD와 마찬가지로 대부분이 1차 처리조인 혐기성조에서 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 입자 상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 고형물질 중에서 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응 등을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (Howes et al, 1981).

Table 3-69. BOD, COD and SS balance in agricultural water treatment plant for 2 years

(Unit : kg year<sup>-1</sup>)

Treatment stage		2005 year (*) : Index	2006 year
BOD	Influent	5.67 (100*)	7.32 (100*)
	Anaerobic bed	3.12 (55.0)	4.84 (66.1)
	Aerobic bed	1.80 (31.8)	1.71 (23.4)
	Anaerobic bed	0.55 (9.70)	0.68 (9.29)
	Effluent	0.20 (3.53)	0.09 (1.23)
COD	Influent	11.4 (100*)	14.5 (100*)
	Anaerobic bed	5.63 (49.4)	8.30 (57.3)
	Aerobic bed	3.23 (28.4)	3.76 (26.0)
	Anaerobic bed	1.30 (11.0)	1.46 (10.1)
	Effluent	1.23 (10.8)	0.96 (6.63)
SS	Influent	12.8 (100*)	16.0 (100*)
	Anaerobic bed	8.87 (69.5)	11.7 (73.2)
	Aerobic bed	2.76 (21.6)	3.26 (20.4)
	Anaerobic bed	0.65 (5.09)	0.58 (3.63)
	Effluent	0.49 (3.84)	0.44 (2.75)

라) T-N 수치

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 유입된 오염용수의 T-N의 총 부하량, 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량 및 3차 처리조인 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 T-N 수치를 계산한 결과는 Table 3-70에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 유입된 T-N의 총 부하량은 연간 6.23~6.92 kg정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 T-N 총 부하량의 46.7~48.4%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.08~2.29%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 4.31~5.82%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 40.3~42.2%이상이었다. 2차 처리조인 호기성조에서 T-N 총 부하량의 18.1~18.9%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.04~0.05%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 1.17~1.98%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 16.8~17.7%이상이었다. 3차 처리조인 혐기성조에서 T-N 총 부하량의 10.7~13.6%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.064~1.26%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 1.07~2.33%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 7.11~12.5%이상이었고, T-N 총 방류량은 연간 1.34~1.52 kg으로 T-N 총 부하량의 21.5~22%이하였다.

수생식물에 의해 흡수된 T-N의 양은 수초 이식 후 1년 동안 매우 적었으나, 그 후 수초의 분얼수와 건물중이 증가하여 수초에 의한 T-N 흡수량도 증가하였다. 여재에 흡착된 T-N의 양은 1차 처리조인 혐기성조와 혐기성조에서 오염용수처리시일이 경과할수록 꾸준히 증가하는 경향을 나타내었다.

현장 오염용수처리장에서의 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, NO<sub>3</sub>-N는 혐기상태인 혐기성조의 여재층으로 확산되어 혐기성 미생물에 의하여 탈질작용 (denitrification)이 일어나면서 질소와 아산화질소로 전환되어 이들이 대기 중으로 이동하여 질소가 처리된다 (윤 등, 1997). 수초의 근권도 질소처리에 상당한 역할을 하는 것으로 알려지고 있다. 수생식물은 대기중의 산소를 잎으로부터 흡수하여 줄

기를 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 (Delaune et al, 1981).

Table 3-70. T-N balance in agricultural water treatment plant for 2 years

(Unit : kg year<sup>-1</sup>)

Treatment stage		2005 year	2006 year
		T-N	
Influent		6.23 (100*)	6.92 (100*)
Removal in Anaerobic bed (First treatment)	Total	2.91 (46.7)	3.35 (48.4)
	Plants	0.01 (0.08)	0.16 (2.29)
	Filter media	0.27 (4.31)	0.40 (5.82)
	Others	2.64 (42.2)	2.79 (40.3)
Removal in Aerobic bed (Second treatment)	Total	1.13 (18.1)	1.31 (18.9)
	Plants	0.003 (0.05)	0.003 (0.04)
	Filter media	0.12 (1.98)	0.08 (1.17)
	Others	1.01 (16.8)	1.23 (17.7)
Removal in Anaerobic bed (Third treatment)	Total	0.85 (13.6)	0.74 (10.7)
	Plants	0.004 (0.064)	0.087 (1.26)
	Filter media	0.07 (1.07)	0.16 (2.33)
	Others	0.78 (12.5)	0.49 (7.11)
Effluent		1.34 (21.5)	1.52 (22.0)

(\*) : Index

마) T-P 수치

현장 오염용수처리장 운전 3년 동안 유입된 오염용수의 T-P의 총 부하량, 1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량 및 3차 처리조인 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 T-P 수치를 계산한 결과는 Table 3-71에서 보는 바와 같다.

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 유입된 T-P의 총 부하량은 연간 1.10~1.37 kg정도이며, 1차 처리조인 혐기성조에서 T-P 총 부하량의 53.6~60.6%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~3.42%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 19.1~46.2%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 11.0~34.5%이상이었다. 2차 처리조인 호기성조에서 T-P 총 부하량의 20.9~21.2%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~0.22%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 10.4~10.9%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 9.90~10.6%이상이었다. 3차 처리조인 혐기성조에서 T-P 총 부하량의 7.30~11.8%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~3.50%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 0.09~1.89%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 10.9~13.6%이상이었고, T-P 총 방류량은 연간 0.15 kg으로 T-P 총 부하량의 10.9~13.6%이하였다.

수생식물에 의해 흡수된 T-P의 양은 수생식물 이식 후 1년 동안 매우 적었으나, 그 후 수생식물의 분얼수와 건물중이 증가함으로서 수생식물에 의한 T-P의 흡수량도 증가하였다. 여재에 흡착된 T-P의 양은 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두 오염용수처리 경과시일에 따라 꾸준히 증가하는 경향을 나타내었다.

1차 처리조인 혐기성조 처리량, 2차 처리조인 호기성조 처리량 및 3차 처리조인 혐기성조에서 수생식물과 여재에 의한 처리 이외의 부분은 식물 표면에 흡착, 불용성 화합물과의 결합, 침전 또는 미생물의 작용 등에 의해 처리된 것으로 생각된다.

오염용수처리장에서 인은 이온과 결합한 인산염 (Ca-P, Fe-P, Al-P)의 상태로 침전되며, 수생식물에 의해 일부는 흡수된다 (정, 1999). 자연정화공법에 의한 오염용수처리장에서의 인은 유기물의 침전과 죽은 수생식물의 잔재물이 침전되어 형성

된 습지바닥의 침전-잔재물층 (sediment-litter layer)에 흡착되어 95%이상 존재하는 것으로도 보고되고 있다 (심과 한, 1998). Nichols에 의하면 인은 흡착과 침전에 의해 주로 처리되며, 습지 바닥에의 흡착을 통해서도 처리된다고 하였다 (Amstrong 1979). Corbitt과 Browen에 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 (Krasovskil and Chaschchukhin, 1974).

Table 3-71. T-P balance in agricultural water treatment plant for 2 years

(Unit : kg year<sup>-1</sup>)

Treatment stage		2005 year	2006 year
		T-P	
Influent		1.10 (100*)	1.37 (100*)
Removal in Anaerobic bed (First treatment)	Total	0.59 (53.6)	0.83 (60.6)
	Plants	0.001(0.09)	0.047 (3.43)
	Filter media	0.21 (19.1)	0.633 (46.2)
	Others	0.38 (34.5)	0.15 (11.0)
Removal in Aerobic bed (Second treatment)	Total	0.23 (20.9)	0.29 (21.2)
	Plants	0.001 (0.09)	0.003 (0.22)
	Filter media	0.120 (10.9)	0.142 (10.4)
	Others	0.109 (9.90)	0.145 (10.6)
Removal in Anaerobic bed (Third treatment)	Total	0.13 (11.8)	0.10 (7.30)
	Plants	0.001 (0.09)	0.048 (3.50)
	Filter media	0.001 (0.09)	0.026 (1.89)
	Others	0.128 (11.5)	0.026 (1.89)
Effluent		0.15 (13.6)	0.15 (10.9)

( \* ) : Index



## 제 4 절 요약

본 연구는 비점오염원 중 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 무기 염류, 질소 및 인 등의 고농도 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급기술 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 자연정화공법에 의한 오염용수처리장을 개발코자 하였다.

### 1. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 여재의 흡착능력을 조사하기 위해 여재종류별 흡착특성을 온도별 및 pH별로 각각 조사하여 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다. 그리고 소형 오염용수처리장치에 사용될 최적여재를 선정하기 위해 여재종류별 오염물질의 흡착특성을 고려하여 column실험에서의 오염용수처리 효율을 처리시일별, 오염용수 주입량별 및 오염물질의 총 처리량을 각각 조사하였다. 또한 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적조건을 조사하기 위해 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하여 오염용수 중 오염물질의 수처리효율, 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상을 조사하였다.

여재종류별 질소의 흡착특성을 조사한 결과 온도에 따른 여재종류별 암모니아성 질소의 흡착능 (K) 및 최대흡착능 (a)는 방해석>왕사>쇄석 및 방해석>>왕사≒쇄석의 순이었으며, pH에 따른 여재종류별 암모니아성 질소의 흡착능 (K) 및 최대흡착능 (a)는 방해석>>쇄석≒왕사 및 방해석>>왕사>쇄석의 순이었다. 하지만 여재종류별 질산성질소의 흡착은 모든 여재에서 일어나지 않았다. 여재 종류별 인의 흡착특성을 조사한 결과 온도에 따른 여재종류별 인의 흡착능(K) 및 최대흡착능 (a)는 방해석>쇄석>왕사 및 방해석>>쇄석≒왕사의 순이었으며, pH에 따른 여재종류별 인의 흡착능 (K) 및 최대흡착능 (a)는 각각 방해석>쇄석≒왕사 및 방해석>>쇄석>왕사의 순이었다. 여재종류별 등온흡착식을 적용 검토한 결과 모든 여재에서

의 암모니아성 질소와 인의 실제 흡착량과 일치되는 등온흡착식은 Langmuir 등온 흡착식이었다. 따라서 암모니아성 질소 및 인의 흡착처리시 정확한 흡착량을 예측하기 위한 흡착평형 모델식은 모든 여재에서 Langmuir 등온흡착식을 적용하는 것이 적합할 것으로 사료되었다.

여재종류별 오염물질의 흡착특성을 고려하여 소형 오염용수처리장치에 사용될 최적의 여재를 선정하기 위한 column 실험에서의 처리시일에 따른 오염용수의 COD 처리 효율은 전반적으로 혼합여재가 다른 여재에 비해 처리효율이 미미하지만 약간 높은 경향이었고, T-N 처리효율은 쇄석>혼합여재>왕사>방해석의 순으로 쇄석이 48.9%로 가장 높았으며, T-P 처리효율은 방해석>혼합여재>쇄석>왕사의 순으로 방해석이 66%로 가장 높았다. 오염용수 주입량에 따른 오염용수 중 COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 전반적으로 주입량 1 L일 때가 다른 주입량에 비해 처리효율이 매우 높았으며, 주입량이 증가하면서 처리효율이 약간 감소하는 경향이 있었다. 오염용수 중 COD의 총 처리량은 왕사가 12,697 mg kg<sup>-1</sup>으로 가장 많았고, T-N의 총 처리량은 쇄석이 11,482 mg kg<sup>-1</sup>으로 가장 많았으며, T-P의 총 처리량은 방해석이 1,005 mg kg<sup>-1</sup>으로 가장 많았다.

이상의 결과를 종합하면 여재종류별 오염물질의 흡착특성 및 column 실험에서의 오염용수 처리효율을 검토한 결과 COD 및 T-N을 가장 효율적으로 처리할 수 있는 여재는 쇄석이었고, T-P를 가장 효율적으로 처리할 수 있는 여재는 방해석인 것으로 사료된다.

자연정화공법에 의한 오염 농업용수처리장을 개발하기 위한 최적조건을 조사하기 위해 여재종류별 오염물질의 흡착특성 및 column 실험의 결과에서의 최적여재인 혼합여재를 이용하여 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하였다.

소형 오염용수처리장치에서 왕사, 쇄석, 방해석 및 혼합여재 (왕사:쇄석:방해석=1:1:1)의 4종류의 여재를 사용하여 호기-혐기조합방법별, 오염용수 부하량별, 호기성조 및 혐기성조 깊이별, 오염용수 주입비율별, 호기성조의 통풍방법별 및 혐기성조의 무산소 전환별 수처리 효율을 조사한 결과 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은 300 L m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm, 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입비율은 70:30, 호기성조의 통풍방법은 이중통풍 그리고 혐기성조의 무산소 조건은 혐기-호기-무산소의 조합이었다. 이상의 최적조건하에서 BOD, COD, T-N

및 T-P의 처리효율은 각각 94, 97, 58 및 84%이었다. 그러나 T-N 및 T-P의 처리효율을 향상시키기 위해서는 혐기-호기-무산소 조합형으로 시공하는 것이 적합할 것으로 사료되나 무산소의 조건이 실제 현장 오염용수처리장에서 시공하기가 어렵기 때문에 아직까지는 실용성면에서 혐기-호기-혐기 조합형이 적합할 것으로 사료된다.

이상의 결과에서 자연정화공법에 의한 오염 농업용수를 효과적으로 처리하기 위한 소형 오염용수처리장치는 질소의 처리효율이 우수한 쇄석과 인의 처리효율이 우수한 방해석을 혼합한 여재가 가장 효율적일 것으로 사료되며, 소형 오염용수처리장치에서의 오염 농업용수의 효과적인 처리를 위한 최적조합은 혐기-호기-혐기 조합형이었다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황을 수생식물 이식 후 1, 3, 6 및 9 개월 후 1차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포, 삿갓사초 및 골풀의 생육상황을 살펴본 결과 각 수생식물은 왕사, 쇄석 및 혼합여재의 수생식물이 방해석의 수생식물에 비해 약간 생육이 좋았고, 그 중 노랑꽃창포가 가장 생육상황이 양호하였다. 2차 처리조인 호기성조에 이식한 갈대의 경우 여재 종류에 상관없이 수생식물의 생육이 저조하였으나, 수생식물 이식 3개월 이후부터 생육이 좋았으며, 겨울철 모두 고사하였다가 이듬해인 수생식물 생육 9개월 이후에 급격히 성장하였다. 3차 처리조인 혐기성조에도 1차 처리조인 혐기성조와 동일한 수생식물을 이식하였으나, 1차 및 2차 처리에서 대부분의 영양 염류가 처리됨으로서 전체적인 생육이 저조하였다. 생육시일별 수생식물의 무기성분 및 중금속 함량은 비슷하였거나 약간씩 감소하는 경향이었고, 수생식물의 흡수량은 전반적으로 수생식물 이식 3개월까지 오염용수 처리시일이 증가함에 따라 급격히 증가하다가 수생식물 이식 6개월 후인 겨울철에 수생식물의 고사로 인해 다시 감소하였다. 하지만 이듬해인 수생식물 이식 9개월 후에 다시 증가하였다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리처리 시일이 경과함에 따라 사용한 여재의 pH는 왕사의 경우 6.36~7.34이었고, 쇄석, 방해석 및 혼합여재의 경우 pH가 7.21~8.76정도로 왕사에 비해 약간 높은 경향이였다. EC는 0~0.07 dS m<sup>-1</sup>범위이었다. 여재의 유기물, T-N 및 T-P 함량은 모든 조에서 오염용수 처리 시일이 경과함에 따라 약간씩 증가하는 경향이였고, 특히 호기성조는 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였다. 여재의 무기성분 함량은 모든 조에서 오

염용수 처리시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하거나 별 차이 없었다. 여재의 무기성분 흡착특성을 조사한 결과 오염용수 처리 6개월 후의 여재 표면은 원여재의 표면에서 찾아 볼 수 없었던 P, Ca, Fe, Na 및 Mg 등의 무기성분 함량이 증가 하였다.

호기-혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치에서 오염용수처리 시기별 여재 표면 미생물상 변화는 1차, 2차 및 3차 처리조에서 모두 총세균이 많았으며, 박테리아 및 셀룰로스분해균도 많이 분포되어 있었고, 특히 호기성조에는 암모니아 산화 세균이 많았으며, 혐기성조에는 탈질균과 질산환원균이 많았다. 여재 표면의 총 생물막 함량 및 생물막 중 T-P함량은 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 증가하였고, 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조가 3차 처리조인 혐기성조에 비해 총 생물막 및 생물막중 T-P함량이 높은 경향이었다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술개발을 위한 기초 실험의 최적조건은 혐기-호기-혐기 조합형에서 여재는 혼합여재, 오염용수 부하량은  $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ , 호기성조 및 혐기성조의 깊이는 100 cm, 1차 처리조인 혐기성조 대 2차 처리조인 호기성조의 오염용수 주입 비율은 70:30이었고, 호기성조의 최적의 통풍방법은 이중통풍이었다.

## 2. 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발

시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험의 최적 조건하에서 실제 현장 오염용수처리장 개발 및 실용화를 위해 실제 시설원예지대에 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 현장 오염용수처리장을 혐기-호기-혐기 조합형과 호기-혐기 조합형의 2개의 조건으로 나누어 설계 및 시공하였다.

현장 오염용수처리장의 오염용수처리 효율 조사는 오염용수처리 처리공법별, 오염용수 처리시일별, 오염용수의 부하량별, 수처리공법 개선별, 오염용수 전처리 유무별, 오염용수 주입방법별, 현장오염용수 처리장에서의 오염물질의 반응비 및 분해 속도, 이상기후 시, 계절별, 기온별 및 연차별 등 수처리 효율을 각각 조사하였다. 그리고 현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량을 조사하였고, 오염용수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성 및 여재의 무기성분 흡착특성을 조사하였으며, 현장 오염용수처리장의 미생물상을 조사하였다. 이들 결과를 통해 실제 시설원예지대의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사와 함께 실제 국내 농촌지역 시설원예지대에서 실용화를 위한 적합성과 효율성을 모두 검증하였다. 또한 이들 수질, 수생식물, 여재 및 미생물 결과를 이용하여 본 오염용수처리장에서 오염물질 수지를 조사하여 향후 국내 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 오염용수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지침을 제시하였다.

현장 오염용수처리장에서의 오염용수 처리공법에 따른 오염용수 중 수처리 효율을 조사한 결과 방류수 중의 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율은 혐기-호기-혐기 조합형이 각각 94.8, 90.3, 82.6 및 87.5%로 호기-혐기 조합형에 비해 약간 높은 처리효율을 보였고, 방류수중의 SS의 처리효율은 두 조건 모두 별 차이 없이 93%이상의 매우 높은 처리효율을 보였다. 따라서 시설원예지대에서 유출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 최적공법은 혐기-호기-혐기 조합형 오염용수처리장이었다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수처리 처리시일에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 오염용수 원수의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 함량은 각각 9.4~26.9, 24.0~54.3, 25.3~67.0, 15.4~35.1 및 1.9~5.2 mg L<sup>-1</sup>범위로서 시기

에 따라 매우 불규칙하였으며, 오염용수 처리시일이 경과할수록 오염용수처리장의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P처리효율이 점점 안정화되는 경향이었으며, 방류수중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P 함량은 각각 0.3~2.0, 2.0~6.0, 0.2~2.0, 2.9~6.0 및 0.21~0.76 mg L<sup>-1</sup>로 안정적인 처리가 되었다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수 부하량에 따른 처리 효율을 조사한 결과 오염용수처리장의 BOD, COD, T-N 및 T-P처리효율은 1차 처리조인 협기성조 처리수의 경우 전반적으로 오염용수 부하량이 증가함에 따라 처리 효율이 점점 감소하는 경향이었으나, 2차 처리조인 호기성조 처리수와 3차 처리조인 협기성조 처리수의 경우 전반적으로 오염용수 부하량에 따라 별 차이 없이 안정적으로 처리되었다. 그러나 SS의 수처리효율은 모든 조에서 부하량에 따라 별 차이 없이 안정적으로 처리되었다.

자연정화공법에 의한 협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 질소 및 인 처리효율 극대화를 위해 수처리 공법개선을 한 결과 오염용수의 협기성조와 호기성조 동시 주입에 따른 수처리 공법개선의 경우 질소와 인의 수처리 효율향상을 기대할 수 있었으나, 방류수의 협기성조 재처리 및 방류수의 호기성조 재처리에 다른 수처리 공법개선은 질소 및 인의 수처리 효율을 향상을 기대하기에 부적합한 공법이었다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 전처리 유무는 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율에는 큰 영향이 없었고, SS의 처리효율만 약간 향상 되었는데 이는 시설원예지대의 유출수중에 토양이 오염용수로 일부 유입되어 전처리인 침전에 의해 처리되었기 때문으로 사료된다. 따라서 현장 오염용수처리장의 수처리 효율적인 측면에서는 필요 없을 것으로 판단되나, 향후 오염용수처리장의 장기간 사용을 위해서는 침전조를 두는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

자연정화공법에 의한 협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 오염용수 주입방법에 따른 방류수중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 연속주입 및 운전정지 후 연속주입이 간헐주입에 비해 약간 높았으나 큰 차이가 나지 않았다. 따라서 본 협기-호기-협기 조합형 공법은 오염용수 부하주기나 부하량의 변동이 심한 비점오염원인 시설원예지대 오염용수 처리에 가장 적합한 공법으로 사료된다.

협기-호기-협기 조합형 현장 오염용수처리장에서 각 처리조별 오염물질의 분해

속도는 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조는 T-P>BOD>T-N 순이었고, 2차 처리조인 호기성조는 BOD>T-N≒T-P 순이었으며, 3차 처리조인 혐기성조는 BOD>T-N>T-P 순이었다.

자연정화공법에 의한 혐기-혐기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 운전 2년 동안의 이상기후에서의 수처리 효율을 조사한 결과 방류수 중의 BOD 처리효율은 흑한기가 91%로 연평균 처리효율과 장마기의 93-95%에 비해 미미하게 감소하였고, COD 처리효율은 BOD 처리효율과 비슷하였다. 방류수 중의 SS 처리효율은 모든 조건에서 별 차이 없이 95~96%로 매우 높은 처리효율을 보였으며, T-N 처리효율은 연평균처리효율과 장마기가 각각 83 및 82%로 흑한기의 80%에 비해 약간 높았고, T-P의 경우 연평균 처리효율이 88%로 장마기 및 흑한기의 86 및 86%에 비해 미미하게 낮았으나, 전반적으로 86%이상의 높은 처리효율을 보였다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 계절별 수처리 효율을 조사한 결과 BOD 및 T-N의 처리 효율은 봄, 여름 및 가을이 겨울에 비해 약간 높았으며, COD의 처리효율은 여름과 가을이 봄과 겨울에 비해 약간 높았다. 또한 SS 및 T-P의 처리효율은 계절에 관계없이 높았다.

자연정화공법에 의한 혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 기온별 수처리 효율 조사한 결과 BOD, COD 및 T-N의 처리효율은 기온이 내려감에 따라 수처리 효율이 미미하게 감소하는 경향이었고, SS 및 T-P의 처리효율은 기온에 관계없이 일정하고 높은 처리효율을 보였다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 연차별 방류수 중 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 초기 운전 1년 동안의 경우 93, 86, 96, 75 및 82% 이었고, 운전 1년 후부터 2년 동안의 경우 99, 91, 97, 84 및 88%로 전반적으로 운전 1년 이후가 약간 높은 경향이었고, SS 및 T-P의 처리효율은 오염용수처리장 운전기간에 상관없이 일정하였다.

현장 오염용수처리장에 이식한 수생식물의 생육상황은 오염용수처리 시일이 경과할수록 전반적으로 왕성하게 성장하였으며, 겨울철에는 모든 수생식물이 고사하였다가 이듬해에는 전년도에 비해 더욱 왕성하게 성장하였고, 무기성분 함량은 오염용수처리 시일이 경과할수록 비슷하거나 약간씩 감소하는 경향이였다. 수생식물의 생육시기에 따른 질소 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조 모두 수생식물의 이식 후 시일이 경과함에 따라 점점 증가

하였고, 질소 흡수량이 최대인 수생식물이식 후 22개월인 2007년 5월에 각 수생식물의 질소 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 11.5 및 0.32 g bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>이었고, 2차 처리조인 호기성조에 이식한 갈대가 0.21 g bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>이었으며, 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 5.76 및 0.20 g bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>로 노랑꽃창포>>골풀>갈대 순이었고, 특히 노랑꽃창포가 다른 수생식물에 비해 질소 흡수량이 매우 높았다. 인 흡수량이 최대인 수생식물 이식 후 22개월 후인 2007년 5월에 각 수생식물의 인 흡수량은 1차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 3.36 및 0.02 g bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>이었고, 2차 처리조인 호기성조에 이식한 갈대가 0.08 g bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>이며, 3차 처리조인 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포 및 골풀이 1.69 및 0.01 g bed<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>로 노랑꽃창포>>골풀>갈대 순이었고, 특히 노랑꽃창포가 다른 수생식물에 비해 월등히 높은 흡수량을 보였다.

자연정화공법에 의한 현장 오염용수처리장에 사용한 여재의 물리적 특성 중 입경 분포도, 가비중 및 공극률은 오염용수 처리시일이 경과함에 따라 모든 처리조에서 원여재와 별 차이가 없었다. 여재의 화학적 특성중 pH, EC, 유기물, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-P 및 기타 무기성분 함량은 오염용수처리 시일이 경과함에 따라 미미하게 증가하는 경향이었고, 유기물 및 T-N함량은 오염용수처리장 1차 처리조인 혐기성조 표층이 다른 층위에 비해 약간 높았다. 여재의 무기성분 흡착특성을 조사한 결과 오염용수 처리 6 및 22개월 후의 여재 표면은 원여재의 표면에서 찾아 볼 수 없었던 P, Ca, Fe, Na 및 Mg 등의 무기성분 함량이 증가 하였다.

여재 표면의 생물막은 1차 처리조인 혐기성조와 2차 처리조인 호기성조 모두에서 총세균수가 가장 많았으며, 모든 미생물은 전반적으로 1차 처리조인 혐기성조가 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조보다 많이 분포하였고, 모든 미생물상은 오염용수처리 시일이 경과할수록 점차 증가하였다.

현장 오염용수처리장의 오염용수처리 처리시일에 따른 여재 표면의 생물막은 총세균수가 가장 많았고 그 다음으로 일반세균, 셀룰로오스 분해균, 사상균 순이었다. 암모니아산화균 및 아질산산화균은 1차 처리조인 혐기성조 표층과 2차 처리조인 호기성조가 다른 처리조에 비해 많았다. 질산환원균 및 탈질균은 전반적으로 혐기성조가 호기성조에 비해 많았고, 깊이에 따라서는 전반적으로 심층이 표층에 비해 많이 분포하였다.

현장 오염용수처리장 운전 2년 동안 오염용수의 유입량은 평균 307~324 m<sup>3</sup>



day<sup>-1</sup>정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조, 2차 처리조인 호기성조 및 3차 처리조인 혐기성조를 통과하면서 총 유입량의 15~18%정도인 43~55 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>정도가 증발산되어 최종 방류되는 오염용수는 264~269 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>정도였다.

혐기-호기-혐기 조합형 현장 오염용수처리장에서 유입된 오염물질의 처리경과시일에 따른 처리경향을 파악하고자 증발산량, 수질, 여재, 미생물 등을 고려하여 오염물질 수지를 조사하였다.

현장 오염용수처리장에서의 BOD 총 부하량은 연간 5.67~7.32 kg정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 BOD 총 부하량의 55.0~66.1%이상 처리되었으며, 2차 처리조인 호기성조에서 BOD 총 부하량의 23.4~31.8%이상 처리되었고, 3차 처리조인 혐기성조에서 BOD 총 부하량의 9.20~9.70%이상 처리되어 총 BOD 방류량은 BOD 총 부하량의 1.23~3.53%이하로 방류되었다. COD 총 부하량은 연간 11.4~14.5 kg정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 COD 총 부하량의 49.4~57.3%이상 처리되었으며, 2차 처리조인 호기성조에서 COD 총 부하량의 26.0~28.4%이상 처리되었고, 3차 처리조인 혐기성조에서 COD 총 부하량의 10.1~11.0%이상 처리되어 총 COD 방류량은 COD 총 부하량의 6.63~10.8%이하로 방류되었다. SS 총 부하량은 연간 12.8~16.0 kg정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 SS 총 부하량의 69.5~73.2%이상 처리되었으며, 2차 처리조인 호기성조에서 SS 총 부하량의 20.4~21.6%이상 처리되었고, 3차 처리조인 혐기성조에서 SS 총 부하량의 3.63~5.09%이상 처리되었고, SS 총 방류량은 연간 0.44~0.49 kg으로 SS 총 부하량의 2.75~3.84%이하였다.

T-N의 총 부하량은 연간 6.23~6.92 kg정도였으며, 1차 처리조인 혐기성조에서 T-N 총 부하량의 46.7~48.4%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.08~2.29%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 4.31~5.82%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 40.3~42.2%이상이었다. 2차 처리조인 호기성조에서 T-N 총 부하량의 18.1~18.9%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.04~0.05%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 1.17~1.98%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 16.8~17.7%이상이었다. 3차 처리조인 혐기성조에서 T-N 총 부하량의 10.7~13.6%이상 처리되었으며, T-N 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-N 총 부하량의 0.064~

1.26%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-N 총 부하량의 1.07~2.33%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-N 총 부하량의 7.11~12.5%이상이었고, T-N 총 방류량은 연간 1.34-1.52 kg으로 T-N 총 부하량의 21.5-22%이하였다.

T-P의 총 부하량은 연간 1.10-1.37 kg정도이며, 1차 처리조인 혐기성조에서 T-P 총 부하량의 53.6~60.6%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~3.42%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 19.1~46.2%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 11.0~34.5%이상이었다. 2차 처리조인 호기성조에서 T-P 총 부하량의 20.9~21.2%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~0.22%이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 10.4~10.9%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 9.90~10.6%이상이었다. 3차 처리조인 혐기성조에서 T-P 총 부하량의 7.30~11.8%이상 처리되었으며, T-P 처리량 중 수생식물의 흡수량은 T-P 총 부하량의 0.09~3.50% 이상이었으며, 여재의 흡착량은 T-P 총 부하량의 0.09~1.89%이상이었고, 수생식물과 여재에 의한 처리 외의 기타처리는 T-P 총 부하량의 10.9~13.6%이상이었고, T-P 총 방류량은 연간 0.15 kg으로 T-P 총 부하량의 10.9-13.6%이하였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 본 연구에서 개발한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술은 현장 오염용수처리장에 적용될 경우 시설원예지대에서 유출되는 고농도의 무기 염류, 질소 및 인 등의 고농도 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급기술 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 자연정화공법에 의한 오염용수처리장이 될 것으로 판단된다. 특히 본 오염용수처리장은 고농도의 질소와 인의 처리가 가능하기 때문에 하수처리나 오·폐수 처리에도 적용이 가능할 것으로 판단되어 광범위한 점오염원 및 비점오염원의 처리에도 적용할 수 있을 것으로 기대된다.

## 제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

### 제 1 절 연구개발목표 달성도 및 관련분야에의 기여도

지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위해 1차년도에는 여재의 흡착능력 및 오염물질 처리효율 조사와 함께 소형 오염용수처리장치를 설계 및 시공하여 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적조건을 오염물질의 수처리효율, 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상 조사를 통해 구명하였다. 그리고 2-3차년도에는 이들 최적조건을 적용하여 실제 현장 오염용수처리장 개발 및 실용화를 위해 실제 시설원예지대에 현장 오염용수처리장을 설계 및 시공하였으며, 현장오염용수처리장에서 수처리효율, 수생식물의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 미생물상 조사를 통해 실제 시설원예지대의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사와 함께 실제 국내 농촌지역 시설원예지대에서 실용화를 위한 적합성과 효율성을 모두 검증하였다. 또한 이들 수질, 수생식물, 여재 및 미생물 결과를 이용하여 본 오염용수처리장에서 오염물질 수지를 조사하여 향후 국내 시설원예지대에서 배출되는 비점오염원인 오염용수를 효과적으로 처리하기 위한 오염용수처리장의 설계 및 시공을 구체화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지침을 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 (2004.5.25 ~ 2005.5.24)	<b>지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술 개발을 위한 기초실험</b>		
	o. 오염 농업용수 조사	100	o. 시설원예지대 오염용수 파악.
	o. 여재종류별 오염물질의 흡착특성조사	100	o. 여재의 온도 및 pH별 흡착경향 파악.
	o. Column 실험에서의 오염용수 처리효율조사	100	o. 오염용수처리장에 사용될 국내환경에 적합한 최적여재 선정.
	o. 소형 오염용수처리장치에서 오염용수 처리기술개발을 위한 기초연구	100	o. 현장 오염용수처리장 개발을 위한 최적공법 구명하고, 오염용수 처리기술 확립.
	- 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공	100	o. 현장 오염용수처리장의 설계 및 시공시 기초기술 확립.
	- 소형 오염용수처리장치에서 수처리 효율 조사	100	o. 염류, 질소 및 인 처리기술을 확립.
	- 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 조사	100	o. 수생식물의 활착시기 및 오염용수처리시 역할 구명.
	- 여재의 이화학적 특성조사	100	o. 시기별 여재중 무기성분의 함량변화와 흡착특성 구명.
	- 미생물상 조사		o. 시기별 여재중 미생물상 변화와 생물막 부착상태 관찰.

(Continue)

구 분	연구개발 목표달성도		관련분야의 기여도
	연구개발목표	달성도 (%)	
2차년도 (2005.5.25 ~ 2006.5.24)	지속농업을 위한 시설원예 지대 비점오염원 오염용수 의 자연정화기술 개발		
	o. 현장 오염용수처리장에서 의 수처리 효율	100	o. 1년차의 소형 오염용수처리장 의 최적조건을 실제 현장에 적 용하였음.
	- 오염용수 처리공법에 따 른 수처리 효율조사	100	o. 현장 오염용수처리장에서 실제 오염용수에 적합한 공법 선정.
	- 오염용수 처리시일에 따 른 수처리 효율조사	100	o. 현장 오염용수처리장의 오염용 수특성과 시일별 처리경향 파악.
	- 오염용수 부하량에 따른 수처리 효율조사	100	o. 오염용수 부하변동에 대한 적응 성 파악.
	- 오염용수 전처리 유무에 따른 수처리 효율조사	100	o. 비점오염원 처리시 전처리 유무 의 필요성 여부 파악.
	- 오염용수 주입방법에 따 른 수처리 효율조사	100	o. 비점오염원의 다양한 주입특성 에 따른 적응성 파악.
	o. 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 및 흡수량	100	o. 수생식물의 활착시기 및 오염용 처리시 역할 구명.
	o. 여재의 이화학적 특성	100	o. 시기별 여재중 무기성분의 함 량변화와 흡착특성 구명.
	o. 미생물상 변화	100	o. 시기별 여재중 미생물상 변화 와 생물막 부착상태 관찰.

(Continue)

구 분	연구개발 목표달성도		관련분야의 기여도
	연구개발목표	달성도 (%)	
3차년도 (2006.5.25 ~ 2007.5.24)	지속농업을 위한 시설원예 지대 비점오염원 오염용수 의 자연정화기술 개발		
	o. 현장 오염용수처리장에서 의 수처리 효율	100	o. 1-2년차의 최적조건에서 수처 리 효율향상과 안정성 확보.
	- 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율조사	100	o. 질소 및 인의 처리효율 향상 방안 구명.
	- 오염물질의 반응비 및 분해속도 조사	100	o. 현장 오염용수처리장의 정확한 물 질거동 및 설계시 기초자료 확립.
	- 이상기후에서의 수처리 효율조사	100	o. 국내의 이상기후 환경에 대한 대응성 확립.
	- 계절별 수처리 효율조사		o. 계절별 수처리 경향 파악.
	- 기온별 수처리 효율조사	100	o. 기온별 수처리 경향 파악.
	- 연차별 수처리 효율조사		o. 연차별 수처리 경향 파악.
	o. 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 및 흡수량	100	o. 수생식물의 활착시기 및 오염용 처리시 역할 구명.
	o. 여재의 이화학적 특성	100	o. 시기별 여재중 무기성분의 함 량변화와 흡착특성 구명.
o. 미생물상 변화	100	o. 시기별 여재중 미생물상 변화 와 생물막 부착상태 관찰.	
o. 현장 오염용수처리장에서 의 오염물질 수치	100	o. 오염용수처리장을 규격화하고 오염용수처리장 관리 및 운영지 침을 제시.	

(Continue)

구 분	연구개발 목표달성도		관련분야의 기여도
	연구개발목표	달성도 (%)	
총 합	o. 연구계획대로 진행 여부	100	o. 시설원예지대의 고농도의 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있으며, 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술관리 인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 농촌 주변 환경과 조화를 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 오염용수의 자연정화 기술을 개발함.
	o. 결과도출의 타당성	100	
	o. 연구목적 달성 여부	100	
	o. 사회 기여도	100	

## 제 2 절 평가 착안점

전 세계적으로 수세기 동안 수질보전을 위해 수거가 용이하고, 특정지역이나, 비교적 좁은 지역에서 발생하여 오염원의 확인이 쉬운 점오염원의 처리에 중점을 두고 각종 오·폐수 처리기술들이 개발 및 보급되었다. 하지만 이들 점오염원처리만으로는 더 이상의 목표수질을 달성하는데 한계에 도달하게 되어, 미국과 일본의 선진국에서는 수십 년 전부터 비점오염원 처리에 관한 연구를 시작하게 되어 일부 비점오염원 처리기술을 확보하였다. 하지만 우리나라에서는 1994년도에 처음으로 중앙정부차원에서 비점오염원에 대한 조사를 시행하여 현재 이를 위한 대책을 제시하는 비점오염원 관리 초기단계에 있는 실정으로 일부 비점오염원 처리기술은 있으나 이들의 체계적인 기술확보가 시급한 실정이다. 특히 본 연구에서 처리하기 위한 고농도의 시설원예지대 오염용수의 경우 처리기술이 국내에는 전무한 실정이다.

따라서 시설원예지대 오염용수처리장은 현행 생물학적 공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술 관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있고, 주변 환경과 조화를 잘 이룰 수 있는 공법이어야 하므로 Table 4-2와 같은 평가착안점에 따라 평가하였다.

상기 평가착안점 결과를 미루어 볼 때 본 과제에 의해 개발된 자연정화공법에 의한 오염용수 처리장은 시설원예지대 오염용수처리에 가장 적합한 공법으로 판단된다.



Table 4-2. Indicator of evaluation

평가의 착안사항	척 도 (점수)				평가
	A	B	C	D	
시설원예지대 오염용수처리장에서 수처리 효율	10	8	6	4	10
오염용수 부하량에 따른 수처리 효율의 안정성	10	8	6	4	10
오염용수 주입방법에 따른 수처리 효율의 안정성	10	8	6	4	10
장마시 수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
혹한기 수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
기온변화에 따른 수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
계절에 따른 수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
2차 오염원 발생유무	5	4	3	2	5
오염용수처리장의 시설비	5	4	3	2	5
오염용수처리장의 유지관리비	5	4	3	2	5
오염용수처리장의 수명	10	8	6	4	10
농민 및 작목반의 자체적인 운영관리 가능여부	5	4	3	2	5
고급기술관리 인력 소요유무	5	4	3	2	5
시설원예지대 오염용수처리장의 실용화여부	10	8	6	4	10
주변 환경과의 조화	5	4	3	2	5
평가 총점	100				100

## 제 5 장 연구개발결과의 활용계획

### 제 1 절 기대효과

본 연구과제인 지속농업을 위한 시설원예지대 비점오염원 오염용수의 자연정화기술개발 결과는 향후 국내 시설원예지대에서 유출되는 비점오염원인 오염용수 처리기술로 보급 및 활용될 경우 비점오염원관리 기술이 거의 개발되어 있지 않은 국내에서는 독보적인 대안이 될 수 있을 것으로 판단된다. 특히 본 연구에 의해 개발된 오염용수처리장은 오염용수 처리효율 면이나, 시설 및 유지관리비 등 경제적인 면과 국내 환경의 적합성 면에서 어떠한 외국의 선진공법에 비해 매우 우수한 자연친화형 오염용수처리공법으로서 앞으로 시설원예지대의 중·소규모뿐만 아니라 대규모의 시설원예단지에 보급되어 안정적인 수질관리를 통한 농촌지역 주변의 하천 및 상수원 등의 수계 오염문제를 해결할 수 있을 것으로 기대된다.

#### 1. 기술적 측면

- o. 자연정화공법을 이용한 오염용수처리기술은 한번설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 고장이 없고, 운전시 고급기술인력을 요하지 않아 누구나 쉽게 운전이 가능함.
- o. 시설원예지대에서 발생하는 불규칙적인 오염용수 발생량의 변화에 쉽게 적용할 수 있을 뿐만 아니라 고농도의 염류, 질소 및 인을 함유한 오염용수에도 쉽게 적용할 수 있을 것임.
- o. 국내 지형 및 농촌 환경에 적합하면서 환경 친화적으로 오염용수를 처리할 수 있을 것임.
- o. 고농도의 염류, 질소 및 인을 함유한 오염용수 처리기술을 확보함으로써 염류가 다량 함유된 오·폐수 처리에도 적용이 가능할 것임.

## 2. 경제·산업적 측면

- o. 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대의 오염용수처리장은 침전조, 폭기조 등의 기계시설이 사용되지 않아 기계식 공법에 비해 시설비가 90%이상 절감될 것으로 판단됨.
- o. 환경친화형 자연정화공법으로 오염용수를 처리하므로 유지관리비용이 전혀 소요되지 않으며, 화학약품이 사용되지 않고, 슬러지의 발생이 없어 처리 후 2차적인 환경오염이 발생되지 않음.
- o. 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대의 오염용수처리장은 인건비가 소요되지 않아 기계식 공법에 비하여 유지관리비를 100% 절감될 것으로 기대됨.
- o. 본 자연정화공법에 의한 시설원예지대의 오염용수처리장은 시설원예지대 뿐만 아니라 농경지, 도로, 산림 등의 비점오염원이 발생하는 지역에 설치하여 수질오염을 방지할 수 있을 것임.
- o. 본 오염용수처리장은 수생식물 및 여재를 사용하고, 마을, 산 및 하천 둔치 등에 쉽게 설치 할 수 있으므로 주변 환경과 잘 부합되어 처리장 주변에 조류, 곤충의 서식지로 이용되어 자연학습장 및 생태계복원에 크게 기여할 것으로 예상됨.

## 제 2 절 활용방안

- o. 시설원예지대 유출수 등 오염용수처리에 직접 활용.
- o. 하천으로 유입되는 광범위한 농경지, 도로 및 산림 등에서 발생하는 비점오염원의 처리에 활용.
- o. 고농도의 비료, 퇴비, 양액, 계분 및 인분이 포함된 비점오염원 처리에 활용.
- o. 간척지토양에서 유출되는 고농도의 염류가 함유된 비점오염원 처리에 활용.
- o. 고농도의 염류, 질소 및 인 등을 다량 함유한 오염용수처리 시 질소 및 인 처리 기술에 활용.
- o. 각종 연수원, 관광단지, 휴양지, 국립공원 내의 외딴 화장실.

### 제 3 절 추가연구의 필요성

본 과제에 의해 개발된 시설원예지대 오염용수의 자연정화기술은 시설원예지대에서 배출되는 오염용수 처리에 가장 적합한 기술로 판단되며, 특히, 불규칙적이며, 고농도의 비점오염원 처리에 적합할 뿐만 아니라 수초 및 여재에 의해 시공되므로 농촌 주위환경과 잘 조화를 이룬다. 하지만 현재 개발된 오염용수처리장은 2년이라는 다소 짧은 시기만 시설원예지대의 오염용수에 적용한 결과이므로 본 오염용수처리장의 장기적인 조사가 반드시 필요할 것으로 판단된다. 그리고 시설원예지대 비점오염원의 경우 처리기술도 중요하지만 시설원예지대에서 유출되는 비점오염원인 오염용수를 차집하는 것도 매우 중요하다. 따라서 추후에 시설원예지대 오염용수의 차집과 관련된 연구가 진행되어야 할 것으로 판단된다. 또한 시설원예지대의 경우 최근에 재배작형이 다양화되고 있고, 시설재배작물의 생산성 증대를 위한 각종 비료 및 가축분 퇴비의 무분별한 시용과 작물의 연작으로 인해 매년 오염용수 중 염류, 질소 및 인 등 오염물질의 함량이 꾸준히 증가할 것으로 판단되므로 다양한 시설원예지대에서의 실용화를 위한 적합성 및 효율성을 검증하고, 시설원예 작물별 오염용수처리장을 규격화가 필요할 것으로 판단된다.

## 제 4 절 타 연구에의 응용 및 기업화 추진방안

본 과제에 의해 개발된 자연정화공법에 의한 오염용수처리장은 국내 시설원예지대에서 유출되는 비점오염원인 오염용수 처리기술로 보급 및 활용될 경우 비점오염원관리 기술이 거의 개발되어 있지 않은 국내에서는 독보적인 대안이 될 수 있을 것으로 판단된다. 특히, 본 공법은 고농도의 염류, 질소 및 인 등이 포함된 시설원예지대 오염용수의 효율적인 처리를 목적으로 개발되었기 때문에 농촌마을의 하수처리나 하수와 오염용수의 연계처리로 충분히 사용이 가능할 것으로 판단된다. 또한 본 연구를 통해 질소와 인의 처리기술을 확보하였기 때문에 향후 오·폐수 처리에도 공법의 개선 및 보완으로 충분히 적용이 가능할 것으로 판단된다.

본 연구과제에 의해 개발된 자연정화공법에 의한 시설원예지대 오염용수처리장은 2년 동안 실제 시설원예지대에 직접 적용시켜 개발되었기 때문에 오염용수처리장의 보급의지가 있는 기업체와 함께 실용화한다면 중·소단위 시설원예지대 뿐만 아니라 대단위 시설원예단지에도 보급화 할 수 있을 것으로 판단된다.

## 제 6 장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보

전 세계적으로 수세기 동안 점오염원을 위한 오·폐수 처리기술들이 개발 및 보급되었다. 하지만 이들 점오염원처리만으로는 더 이상의 목표수질을 달성하는데 한계에 도달하게 되어, 미국, 영국 및 일본 등 일부 선진국에서는 수십 년 전부터 비점오염원 처리에 관한 연구를 시작하여 현재 다양한 비점오염원에 대한 다양한 처리기술을 확보하고 있다. 하지만 비점오염원은 발생원이 매우 다양하여 비점오염원 발생원별 처리기술 또한 매우 다양한 실정이다.

이들 비점오염원 중 본 연구와 관련된 농업비점오염원에 관한 처리기술 중 대부분은 염류, 질소 및 인에 관한 처리로서 습지나 인공습지에서 몇몇 연구자들에 의해 수행이 되고 있다. 오염용수 중 질소의 경우 탈질효율 향상에 의한 질소처리가 주를 이루고 있으며, 인의 경우 여재종류를 달리하여 인 흡착능 향상을 위한 연구가 꾸준히 연구되고 있다. 특히, 유럽에서는 농업에 의한 비점오염원, 특히 지하수를 많이 이용하는 국가의 경우 질산성 질소의 규제에 큰 관심을 기울이고 있고, 일부 연구자들에 의해 질산성질소 처리기술들이 연구되고 있다.

하지만 본 연구에서 다루고 있는 농업비점오염원 중 시설원예지대 오염용수의 경우 일반 농업비점오염원에 비해 고농도의 염류, 질소 및 인을 함유하고 있어서 현재 세계적으로 개발 및 보급되고 있는 비점오염원 처리기술로는 안정적인 처리가 불가능한 실정이다. 특히 시설원예는 국내와 같이 좁은 영토와 동절기를 가진 국가들에서 일부 사용하기 때문에 본 시설원에 오염용수만을 위한 처리기술이 거의 개발되어 있지 않은 실정이다. 또한 해외에서 개발된 수처리 기술 중 본 오염용수와 성상이 비슷한 수질을 사용한 경우가 있으나, 이들 처리기술 또한 국내의 환경에 적합하지 않아 국내 시설원예지대 환경과 적합한 오염용수 중 염류, 질소 및 인 처리기술의 체계적인 연구가 추후 필요할 것이다.

## 제 7 장    참고문헌

- Armstrong. W., 1979, Aeration in higher plants, *Advances in Botanical Research*, 7, 290-332.
- 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.
- ATV-Regelwerk Anwasser-Abfall, 1989, Behandlung vonhaeushichen Abwasser in Pflanzenbeeten, ATV-Hinweisblatt H, 262, Gesellschaft zur Foederung der Abwassertechnik e.V..
- Addiscott TM and Thomas M, 2000, Tillage, materialization and leaching:phosphate, *Soil&Tillage Res.*, 53, 255-273.
- Bartlett, M. S., Brown, L. C., Hanes, N. B. and Nickerson, N. H., 1979, Denitrification in freshwater wetland soil, *J. Environ. Qual.*, 8, 460-464.
- Bohn H, McNeal G and O'connor G, 1979, Soil Chemistry, A Wiley-Interscience Publication.
- Bergstrom, L., 1987, Nitrite leaching and drainage from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters, *J. Environ. Qual.*, 16, 11-18.
- Brodrick, S. J., Cullen, P. and Maher, W., 1987, Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent, *Water Res.*, 65, 432-439.
- Brix, H. and Schierup, H., 1989, The use of aquatic macrophytes in water-pollution control, *Ambio.*, 18, 100-107.
- Bhamidmarri, R., Shilton, A. and Armstrong, I., 1991, Constructed wetlands for wastewater treatment-The new zealand experience, *Wat.*

- Sci. Tech.*, 24, 247-253.
- 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.
- Cole C. V., Olsen S. R. and Scott C. O., 1953, The nature of phosphorus sorption by calcium carbonate, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 17, 352-356.
- Chen, Y. S., Butler, N. j. and Stumm, J. N., 1973, Kinetic study of phosphate reaction with aluminum oxide and kaolinite. *Environ. Sci. Technol.*, 7, 327-332.
- Coley. R., 1985, Submission to the inquiry on federal water policy, Ottawa. Ontario. Unpublished, 12.
- CH2M HILL, Inc., 1990, Nonpoint source impact assessment, WPCF research foundation report 90-5.
- 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.
- Cooke, J. G., 1994, Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment, *Water Sci. Technol.*, 29, 209-217.
- Choi, J. D., 1996, The effluent characteristics of pollutants of non-point sources at agricultural basins, *Proceedings of the Korean Rural Environment Council Seminar*.
- Cho, H. G., 2000, A Survey of the Emergent Plants' Growth and Development Aspect in the Sewage Disposal Water Plant and Pebbles, Kore National University of Education, Master's thesis.



- Delaune, R. D., Reddy, C. N. and Patrick, Jr., W. H., 1981, Organic matter decomposition in soil as influenced by and redox conditions, *Soil Biol, Biochem*, 13, 533-534.
- 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.
- E. Geuenich., 1989, Untersuchungen über die umsetzung und Entfernung von Stickstoffverbindungen in der "Wurzelraumkäranlage Bünde", Diplomarbeit im Fachbereich Chemie, 4-22.
- Env. Sci. Tech, Chungnam Nat'l Univ. Korea, 17, 37-49.
- EPA, 1997, Clean Water into the 21st Century, 800-F-97-004.
- Fox, R, and E. H. Kamprath, 1970, Phosphate sorption isotherm for evaluation the phosphate requirements of soils, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 24, 902-909.
- Freeman JS and Rowell DL, 1981, The adsorption and precipitation of phosphate onto calcite. *J. Soil Sci.*, 32, 75-84.
- FL. Kessler, E., Jansson, M., eds. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps, *Special Issue of Ambio.*, 23, 319-386.
- Geisler, G., 1965, The morphogenetic effect of oxygen on root, *Plant Physiol*, 40, 85-88.
- G. W. Bailey, J. L. White, and T. Rothberg, 1968, Adsorption of Organic Hebicides by Montmorillonite, Role of pH and Chemical Charactered Adsorbate, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 32, 222-234.
- Gerrites, R. g., 1993, Prediction of travel times of phosphate on soils at a disposal site for wastewater, *Water Res*, 27, 263-267.
- Green, M. B. and Martin, J. R., 1996, Constructed reed beds clean up storm overflows on small wastewater treatment works, *Wat. Environ. Res.*, 68, 1,054-1,060.

- Harter, R. D., 1969, Phosphorus adsorption site in soils. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.*, 33, 630-631.
- Howes, B. L., Howarth, R. W., Teal, J. M. and Valiela, I., 1981, Oxidation-reduction potentials in a salt marsh, Spatial patterns and interactions with primary production, *Limnol. Oceanogr*, 28, 350-360.
- Heyman, A. M., 1988, Self-Financed Resource, A direct approach to maintaining marine biological diversity, Paper presented at workshop on economics, IUCN General assembly, Costa Rica, 234-235.
- Henze, M., Harremoes. P., Jansen. J. la C. and Arvin, E., 1995, Wastewater treatment-biological and chemical process, Springer Verlag.
- Ham, J. H., Yoon, C. G., Koo, W. S., Kim, H. C., and Shin, H. B., 2005, Analysis of stream water quality improvement using surface-flow wetlands, *J. of KSAE*, 47(1), 79-91.
- Ichiki, A. and Yamada, K., 1999, Study on characteristics of pollutant runoff into lake Biwa Japan, *Wat. Sci. Technol.*, 39(12), 17-25.
- J. Huang., R. B. Reneau. Jr. and C. Hagedorn., 2000, Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater, *Wat. Res.*, 34(9), 2,582-2,588.
- Krasovskil, L. I. and Chaschchukhin, V. A., 1974, Oxygen regime of the rootstocks of common reed, *Soviet plant physiology*, 21(2), 255-259.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L., 1996, Treatment Wetlands, CRC Press, Inc, Boca Raton, 181-480.
- Kim, J. H., Lee, J. S. and Ahn, S. K., 1997, Major factors affecting of ground water quality characters for agriculture in Kyonggi area, *J. Korea Soc. Water Qual.*, 15, 353-361.
- Kim, J. H., Lee, J. S. and Ahn, S. K., 1997, Major factors affecting of ground water quality characters for agriculture in Kyonggi area, *J. Korea Soc. Water*

- Qual., 15, 353-361.
- 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.
- Kwun, S. K., 1998, Management Improvement and Perspective on Nonpoint Sources of Water Pollution in Korea, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 20(11), 1,497-1,510.
- Kern, J., and C. Idler., 1999, Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed system, *Ecological Engineering*, 12, 13~25.
- Kwak, N. W., 2005, Treatment of Polluted Agricultural Water by Natural Purification Method, Gyeongsang National University, Master's thesis.
- 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.
- Lee, S. H., 1992, Groundwater pollution and well management in Japan, *J. Korean Soc. Groundwater*, 2, 70-85.
- Lee, J. T., 1996, Analysis of runoff Parameters In the Urban basin, *Korea Society of Civil Engineers*, 235-238.
- Lee, H. D., Ahn, J. H., Bae, C. H., Kim, W. J., 2001, Estimation of the Unit Loading and Total Loading of Nonpoint Source in Paldang Watershed by Runoff Loading during the Rainfall, *J. of Korean Society on water quality*, 17(3), 313-326.
- Lee, H. D., Bae, C. H., 2002, Runoff Characteristics and Strategies for Nonpoint Source Reduction, *J. of Korean Society on water quality*, 18(6), 569-576.
- Lee, T. G., 2004, A Bibliographical Study on Realities and Counterplan for Non-Point Source, *J. of NERI*, 9(1), 1-10.
- M.M. Dubinin, 1966, Chemistry and physics of Carbon, 2, 51, Dekker.
- Mokwunye U 1975, The influence of pH on the adsorption of phosphate

- by soils from the Guinea and Sudan Savannah Zones of Nigeria, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39, 1,100-1,102.
- Mengel K, 1997, Agronomic Measures for better utilization of soil and fertilizer phosphate. *European Journal of Agronomy.*, 7, 221-233.
- Ministry of Agriculture and Forestry, 2001, Agriculture and Forestry Statistical Yearbook.
- National Research Council, Committee on Long-Range Soil and Water Conservation, 1993, Soil and Water Quality, Washington, D.C., USA, 237-312.
- Jung, G. B., Lee, J. S. and Kim, B. Y., 1996, Survey on ground water quality under plastic film house cultivation areas in southern part of Gyeonggi province, *Korean J. Soil Sci. Fert.*, 29, 389-395.
- Jung, Y. J., Nam, K. H., Min, K. S., 2004, Generation and Discharge Characteristics of Non-point Pollutants from Farmlands of Small Watershed for Nak-dong River, *Journal of Korean Society on Water Quality*, 20(4), 333-338.
- Olsen, S. R. and Watanabe F. S., 1957, A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by langmuir isotherm, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 21, 144-149.
- Oh, B. G., 1999, A Study of the nitrification and denitrification process on the sewage disposal water plants and pebbles, Kore National University of Education, Master's thesis.
- Parfitt, RL, 1978, Anion adsorption by soils and soil materials, *Adv. Agron.*, 30, 1-50.
- Park, D. G., 1999, Development of Environment of friendly cropping systems to be reduce the soil-sickness in the cultivation of fruit vegetables, Symposium on the improvement of environment and reducing of physiological disorders in

- the green housed horticulture, Yeongnam Agricultural Experiment Station.
- 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.
- Reed, S. C., Middlebrooks, E. J. and Crites, R. W., 1988, Natural System for Waste Management and Treatment. McGraw-Hill, New York, 173-283.
- Reedy, K. R. and Graetz, D. A., 1988, Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils, *The Ecology and Management of Wetlands*, 1, 307-318.
- Syers, J. D., Evans, T. D., Williams, J. D. H., and Murdock, J. T., 1971, Phosphate sorption parameters of representative soils from Rio Grande do Sul, *Brazil, Soil Sci.*, 112, 267-275.
- Shukla, SS, Syers, JK, Williams, JDH, Armstrong, DE, and Harris, RF, 1971, Sorption of inorganic phosphate by lake sediments. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35, 224-249.
- Stowell, R., R. Ludwig, J. Colt and G. Techobanoglous, 1980, Toward the rational design of aquatic treatment system., Portland. Oregon, Presented at the american society of civil engineers spring convention, 43.
- 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.
- 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.
- Stengel, E, Carduck, W. and Jebsen, C, 1987, Evidence for denitrification in artificail wetlands. In:Reddy, K. R. and Smith, W. H. Editors, 1987, *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*

- Magnolia Publishing, Orlando, FL., 543-550.
- Shin, C. W., Kim, J. J., 1988, Studies on the Characteristics of Phosphorus in the Upland Soil, *J. of Korean Society of Soil Science*, 12(2), 195-201.
- Sikora, F. J., Zhu, T., Behrends, L. L., Steinberg, S. L., Coornod, H. S., 1995, Ammonium removal in constructed wetlands with recipulating subsurface flow, removal rates mechani, *Water Sci. Technol.*, 32(3), 193-202.
- Stein, O. R., Hook, P. B., Biederman, J. A., Allen, W.C., Borden, D.J., 2003, Does Batch operation enhance oxidation in subsurface constructed wetlands *Water Sci. Technol.*, 48(5), 149-156.
- Taylor, RW and Ellis, BG, 1978, A mechanism of phosphate adsorption and anion exchange resin urface, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 432-436.
- Tate, R. L., 1979, Effect of flooding on microbial activities in organic Soil, Carbon metabolism, *Soil Science*, 128, 267-272.
- U.S.E.P.A., 1989, Nonpoint sources, Agenda for the Future, U.S., Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington.
- Von Felde, K. and S. Kunst, 1996, N-und CSB-Abbeu in vertikal durchstroernten Bodenfiltern, *gwf-Wasser/Abwasser*, 137(8), 401-408.
- Vrhovsek, D., Kukanja, V. and bulc, T., 1996, Constructed wet-land (CW) for industrial waste water treatment, *Wat. Res.*, 30, 2,287-2,292.
- White GN and Zelazny LW, 1986, Charge properties of soil colloids, In *Soil Physical Chemistry*(ed. Sparks DL), CRC Press, Inc. Florida, 39-81.
- Yun, S. G. and Too, S. H, 1993, Behavior of NO<sub>3</sub>-N in soil and groundwater quality, *Korean J. of Environ Agric.*, 12, 281-297.

- Yoon, C. G., Chung, J. C., 1996, A Study on the Design Criteria of Wastewater Treatment by Constructed Wetland, *J. of KORRA*, 4(1), 61-72.
- Yang, L., Chang, H. T. and Huang, M. L., 2001, Nutrient removal in gravel and soil based wetland microcosmos with and without vegetation, *Ecological Engineering*, 18, 91-105.
- Yang, L., Chang, H. T. and Huang, M. L., 2001, Nutrient removal in gravel and soil based wetland microcosmos with and without vegetation, *Ecological Engineering*, 18, 91-105.
- Yang, H. M., 2002, Nitrate Removal Rate in Reed Wetland Cells of a Pond-Wetland Stream Water Treatment System, *Korean J. of Environmental Agriculture*, 21(4), 274-278
- 山田淳, 1997, Diffuse pollution 研究の現状と今後の展開, 水環境學會誌, 20(12).
- 關係部處合同(國務調整室, 行政自治部, 農林部, 產業資源部, 環境部, 建設交通部, 山林廳), 2004, 『물管理 綜合對策』의 推進強化를 위한 4大江 非點汚染源管理 綜合對策, 환경부, 1-181.
- 건설교통부, 1996, 수자원장기종합계획, 건설교통부.
- 국무총리, 1997, 물관리 종합대책, 수질개선기획단.
- 김명화, 1996, 수중 습지식물에 의한 질소와 인의 제거능에 관한 연구, 목포대학교 석사학위논문.
- 김동수 외, 1998, 토양화학분석법-토양, 식물체, 토양미생물, 농촌진흥청 농업기술연구소.
- 김건중, 2000, 갈대습지를 이용한 군부대 오수정화 효율의 향상, 대전대학교 석사학위논문.
- 김태웅, 2000, 사상성 조류매트를 이용한 농촌 소하천수의 영양소 제거에 관한 연구, 대전대학교 박사학위 논문.
- 김종택, 문경환, 김진우, 2001, 수질오염공정시험방법해설(하·폐수, 하천수,

- 호소), 신광출판사.
- 김성진, 2002, 토양 중 인의 흡착 거동에 관한 연구, 순천 대학교, 석사학위 논문.
- 김영철, 정하영, 이래범, 임경은, 2002, 산화지와 수생식물 처리지를 결합한 통합 처리 시스템의 살균효율에 관한 연구, 한국습지학회지, 4(2), 23-41.
- 곽내운, 2005, 자연정화공법에 의한 오염 농업용수의 처리, 경상대학교 석사학위논문.
- 농림부, 1997, 농업용수 수질조사 보고서, 644.
- 농림부, 1997, 통계연보, 농림부.
- 농림부, 농업기반공사, 1998, 수질개선을 위한 수처리조 배열기법연구 (2차년도 보고서), 38-60.
- 박광진, 1998, 자연토의 pH와 입경분포가 오염물질 저감에 미치는 영향, 울산대학교 공학석사학위논문.
- 서동철, 2002, 자연정화공법에 의한 소형 하수처리장치 개발, 경상대학교 석사학위논문.
- 손상목, 김진형, 1991, 폴리에틸렌필름 멀칭처리에 따른 토양의  $\text{NO}_3\text{-N}$  함량 및 Okra 생육 및 수량의 차이, 국제농업개발학회지, 2(1), 79-92.
- 신철우, 김정재, 1988, 경작지 밭토양에서의 인산특성에 관한연구, II. 토양 인산함량과 몇 가지 토양 화학성과의 관계, 한국토양비료학회지, 12(2), 195-201.
- 심우섭, 한인섭, 1998, 울산지역에 자생하는 갈대, 부들, 갈풀을 이용한 Reed-Bed의 생활하수 정화능력 연구, 7(2), 117-121.
- 안신환, 1998, 탈질 기능이 있는 인제거 미생물을 이용한 하수의 질소 및 인 제거, 서울대학교 석사학위논문.
- 양홍모, 1999, 수자원보전을 위한 점원 및 비점원 오염물의 자연생태적 친환 경적 처리 인공습지 및 연못-습지 시스템, 한국수자원학회지, 32(5), 111-123.



- 윤춘경, 권순국, 권태영, 1998, 인공습지의 농촌지역 오수정화시설에 적용가능성 연구, 한국농공학회지, 40(3), 83-93.
- 윤춘경, 권순국, 우선호, 권태영, 1999, 농촌지역 수질개선을 위한 인공습지 실험시설의 3년간 실험결과 검토, 한국물환경학회지, 15(4), 581-589.
- 이창복, 1979, 대한식물도감, 향문사, 68-230.
- 이덕배, 김종구, 강종국, 김선보, 소재숙, 이경주, 1994, 갈대 사상여과법을 이용한 축산폐수정화, 한국환경농학회지, 13(2), 231-239.
- 이도원, 송동하, 임경수, 박은진, 강호정, 1999, 식생을 이용한 수질 관리-생태구, 경관, 유역 규모에서 생태학적 접근, 한국수자원학회지, 32(5), 134-147.
- 이용두, 김현희, 1999, 식물을 이용한 오수의 고도처리에 관한 연구, 한국환경과학회지, 8(1), 75-81.
- 이현동, 안재환, 배철호, 김운지, 2001, 강우시 유출 부하량을 이용한 팔당상수원 유역의 비점오염원 원단위와 발생량 추정, 한국물환경학회지, 17(3), 313-326.
- 이현동, 배철호, 2002, 비점오염원 유출특성과 저감을 위한 최적관리방안, 한국물환경학회지, 18(6), 569-576.
- 윤춘경, 정재춘, 1996, 축조된 습지(wetland)를 이용한 폐수처리의 설계기준에 관한 연구, 유기성폐기물자원화학회지, 4(1), 61-72.
- 윤춘경, 임용호, 김형중, 1997, 인공습지에 의한 농공단지 폐수처리, 한국환경농학회지, 16(2), 170-174.
- 장정렬, 2004, 농업유역 비점오염 저감을 위한 인공습지 설계인자 평가, 서울대학교 대학원 박사학위논문 1-6
- 정재춘, 정영륜, 1994, 환경미생물학, 자유아카데미, 490-495
- 정우용 외, 1998, 수질오염, 폐기물, 토양오염 공정시험방법, (주)동화기술.
- 정용준, 남광현, 민경석, 2004, 낙동강 소유역 경지에서의 비점오염원 물질 발생 및 특성, Journal of Korean Society on Water Quality, 20(4), 333-338.
- 조홍규, 2000, 수초·골재 하수처리장에서 정수식물의 생육 상태 조사, 한국

- 교원대학교 석사학위논문.
- 조인재, 2007, 자연정화공법에 의한 오염 농업용수의 처리, 경상대학교 석사학위논문.
- 첨단환경기술, 1996, 정석법에 의한 하·폐수중의 인제거, 첨단환경기술.
- 최근준, 1997, 패각을 이용한 수중의 인 제거 연구, 충남대학교 석사학위논문.
- 최근준, 왕창근, 1999, 패각을 이용한 수중의 인제거 기술 개발, Res. Rep. Env. Sci. Tech, Chungnam Nat'l Univ. Korea, 17, 37-49.
- 최지용, 이기종, 이지현, 2005, 유역관리를 통한 다목적댐 저수지의 효율적인 탁수관리방안.
- 환경부, 1995, 비점오염원 조사연구.
- 환경부, 1998, 팔당호 등 상수원수질개선특별종합대책(안).
- 환경부, 2000, 비점오염원 관리요령.
- 환경부, 2001, 비점오염원관리요령.
- 환경부, 2005, 환경백서, 환경부, 462-464.
- 황길순, 남귀숙, 문형태, 1998, 수생식물에 의한 수질개선기법연구(II), 농림부·농업기반공사.
- 황순진, 공동수, 1999, 습지의 인 Sink 기능에 영향을 미치는 생물학적 요인들, Korean J. Limnol, 32(2), 79-91.

## 주 의

1. 이 보고서는 농림부에서 시행한 농림기술 개발사업의 연구보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 농림부에서 시행한 농림기술개발사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 아니 됩니다.