

방사선의 공업적 이용기술 개발
Development of Industrial Application
of Radiation

방사선이용 환경처리 기술개발
Development of Radiation Techniques for
Environmental Treatment

주관연구기관
한국원자력연구원

과 학 기 술 부

제 출 문

과 학 기 술 부 장 관 귀 하

본 보고서를 “방사선의 공업적 이용기술 개발” 과제 (세부과제 “ 방사선이용 환경처리 기술개발”)의 최종보고서로 제출합니다.

2007. 02. 28.

연구기관명 : 한국원자력연구소
연구책임자 : 이 면 주
연구원 : 국 일 현
 진 준 하
 유 승 호
 이 재 광
 김 탁 현
 김 태 훈
 이 병 현
 이 병 진
 유 대 현
 정 연 수
 안 선 수

위탁연구기관명 : 충남대학교
위탁연구책임자 : 강 호
연구원 : 송 석 현
 나 은 경
 장 제 현
 이 현 규
 이 관 형
 이 영 은

최종연구보고서 초록

과제관리번호		해당단계 연구기간	'03.04. ~ '07.02.	단계 구분	3단계 / 총 3단계
연구사업명	중 사업명	원자력연구개발사업			
	세부사업명	원자력연구개발 중장기 계획사업			
연구과제명	대 과제명	방사선의 공업적 이용기술			
	세부과제명	방사선이용 환경처리기술 개발			
연구책임자	이 면주	해당단계 참여연구원수	총 : 12 명 내부: 10 명 외부: 2 명	해당단계 연구비	정부: 1,174,630 천원 기업: 천원 계 : 1,174,630 천원
연구기관명 및 소속부서명	한국원자력연구소 방사선이용연구부		참여기업명		
국제공동연구	상대국명 :		상대국연구기관명 :		
위탁연구	연구기관명 : 충남대학교		연구책임자 : 강 호		
요 약				보고서 면수	326 면
<p>1. 연구개발 목표 및 내용</p> <ul style="list-style-type: none"> - 방사선 이용 하수슬러지 함유 유기독성물질 제거 및 하수슬러지 발생량 저감 - 방사선/기존기술 융합 하수슬러지 재활용 및 폐수산자원에서부터 유효자원 회수 <p>2. 연구결과</p> <ul style="list-style-type: none"> - 방사선 이용 하수슬러지 탈수능 향상 및 탈수보조제 개발 - 하수슬러지 함유 유기독성물질 제거 기술 확립 및 퇴비화 기반 마련 - 하수슬러지 전처리 시범시설 및 오수고도처리 시범시설 개발 및 운영 최적화 - 수산폐기물 활용 식물생장 증진제 개발 및 유효자원 회수 기술 확립 <p>3. 기대효과 및 활용방안</p> <ul style="list-style-type: none"> - 하수처리장 발생 슬러지 저감 및 수질 함유 유기독성물질을 제거하여 청정 수자원 확보 기대 - 하수처리 성능 개선, 폐기물 발생량 저감, 폐유기성자원의 자원화 등 폐기물의 처리/처분 전 분야에 활용 - 고가자원 회수기술을 건강보조식품 제조 산업에 활용 - 농업용 고품질 위생퇴비 제조업 및 산림녹화 사업에 활용 - 농림부, 해양수산부, 지자체 등의 정부기관의 사업화 및 연구소-산업체 간 기술출자기업의 활용을 통한 기술이전, 제품생산 등에 중점을 두고 사업화 추진 - 기술 홍보를 통한 원자력에 대한 대국민 인식 제고 기대 					
색 인 어	한 글	방사선, 슬러지, 유기독성물질, 키토산, 탈수능, 퇴비화, 하수			
	영 어	Bio-solid, Chitosan, Compost, Dewaterability, Organic Toxicant, Radiation, Sewage, Sludge			

요 약 문

I. 제 목

방사선이용 환경처리 기술개발

II. 연구개발의 목적 및 필요성

● 연구개발 목적

본 연구개발의 목적은 방사선을 이용하여 하수슬러지에 함유되어 있는 미량의 유기독성물질을 제거하고 하수슬러지 발생량을 저감시키는 기술을 개발하는 한편 방사선 기술과 기존기술을 융합하여 하수슬러지의 재활용 및 폐수산자원으로부터 유효자원을 회수하는 기술을 개발하고자 한다.

● 연구개발 필요성

하수슬러지는 95%이상이 수분이며 고형물의 60~80%가 유기물로 구성되어 있다. 따라서, 부적절한 처분시 2차 환경오염 문제를 야기할 우려가 있다. 최근까지 하수슬러지는 탈수 후 해양투기에 의한 처분방법이 주를 이루었다. 그러나, "하수슬러지 직매립 금지법"의 시행과, 런던협약에 의거한 "96 의정서"가 채택되어 슬러지의 해양투기가 어려워졌다. 뿐만 아니라, 국내 법제정에 의하여 2012년부터는 해양투기가 전면 금지되면서 발생 하수슬러지를 전량 육상처분 및 유용자원회수 하여야 한다. 따라서 하수슬러지에 의한 2차적인 환경오염을 저감시키기 위하여 효과적인 하수슬러지 처리, 처분 및 재활용 기술이 필요하다. 방사선을 이용한 하수슬러지 처리 및 재활용 기술은 하수슬러지의 발생량 저감, 미량 독성유기물질 제거 및 병원성 미생물 멸균 등의 제반 문제점을 동시에 해결할 수 있는 최적의 기술이다. 또한 기존기술로 해결이 어려운 자원회수 분야에 방사선 기술과 기존기술을 효과적으로 융합할 경우 유기성 폐기물로부터 고가의 유효자원 회수에 적절한 기술이다.

III. 연구개발의 내용

본 연구개발은 방사선이용 하수슬러지 처리 및 재활용 관련 기술 연구와 폐기물로부터 고가자원 회수와 관련된 기술 연구에 중점을 두었다. 기반기술 연구로 방사선 처리에 의한 하수슬러지 탈수능 향상과 탈수보조제 개발, 그리고, 슬러지 내 존재하는 미량 유기독성물질 저감 및 분해산물의 독성을 연구하였다. 연구된 기반기술을 바탕으로 연속식 전자선 조사장치와 탈수장치로 구성된 탈수 시범시설과 회수탄소원 이용 오수 고도처리 시범시설을 개발하였고, 시운전을 통한 기반기술의 현장적용 가능성을 도출하였으며, 운영인자들을 최적화 하였다. 또한, 폐수산자원으로 부터 고가자원 회수를 위하여 방사선을 이용한 키틴 및 키토산으로부터 키토산올리고당의 회수율을 증대하는 기술을 개발하였다.

IV. 연구개발결과

● 방사선 이용 하수슬러지 처리, 처분 및 재활용기술개발

방사선에 의한 하수슬러지 탈수능 향상을 위하여 하수처리공정에 발생하는 다양한 슬러지에 대한 방사선 조사 후 탈수능 변화를 비교 및 평가하였다. 방사선을 1~20 kGy의 선량으로 조사하였을 때 최대 10% 이상 함수율이 저감되었다. 특히, 탈수능 향상을 최적화하기 위하여 슬러지 탈수 전처리 공정으로 방사선과 탈수개량제로 불가사리 분말을 동시에 이용하여 초기 탈수케이크의 함수율 대비 약 20%의 함수율 저감 효과를 얻었다. 또한, 방사선 조사에 의한 미생물 멸균특성은 10 kGy로 방사선을 조사하였을 때, 일반세균 및 대장균 모두 99% 이상 제거 되었다.

하수 중 존재하는 미량유기독성물질에 최고 25 kGy의 방사선을 조사한 경우 16종의 다환방향족탄화수소류 중 10종이 90% 이상의 제거효율을 보였으며, 분해산물의 급성독성 또한 조사선량에 비례하여 현저히 감소하였다. β -락탐계열과 테트라사이클린 계열의 항생제 또는 항균제의 경우 1 kGy 이하의 낮은 선량으로도 완전하게 분해되었다.

하수슬러지 자원으로 재활용하기 위하여 슬러지를 퇴비화 하였을 때 방사선

처리할 경우 퇴비숙성도 향상 및 발아율 향상의 결과를 보였으며, 특히 탈수개량제로 사용된 불가사리 분말을 첨가할 경우 치환성양이온이 다량 함유되어 잔디 및 장미, 철쭉 등 수목류의 생장이 현저히 촉진되었다.

● 전자선 처리 슬러지 탈수 시범시설 개발

방사선을 0~100 kGy의 선량으로 조사하는 것을 목적으로 하수슬러지 일처리 1톤 용량으로 시료를 연속적으로 자동 조사하는 장치와 조사한 슬러지를 최소 일처리 1톤 용량으로 탈수설비에 시료를 자동공급 할 수 있는 장치를 개발하였다. 연속식 조사 장치는 스크린 장치, 연속식 분무장치, 분무노즐, 전기적 제어 장치 등으로 구성하였다.

조사된 슬러지와 물리개량제를 혼합하거나 슬러지 단독으로 응집제와 혼합하여 벨트프레스 형 탈수기에 이송될 수 있도록 제어부, 혼합교반부, 시료이송부로 구성된 시료 자동공급장치를 개발하였다.

● 방사선 조사에 의한 하수슬러지 처리 경제성 비교

방사선기술과 환경기술의 융합기술의 실용성을 제고하기 위하여 융합기술과 기존 처리방식의 경제성을 비교하였다. 국내에서 해양투기 되고 있는 하수슬러지의 30% 정도를 방사선 처리하여 농경지로 재이용 할 경우, 연간 12,668,080천원의 환경처리비용 절감효과가 기대된다.

● 수산폐기물로부터 고가자원 회수

수산폐기물로부터 유용한 자원을 회수하고, 이를 고가의 물질로 전환시키는 목적으로 방사선을 이용하여 수산폐기물(주로 게껍질)로부터 얻어진 고분자의 키틴 및 키토산의 물성 개량기술과 글루코사민 및 키토산올리고당의 회수율을 향상시키는 기술을 개발하였다.

● 하수슬러지로부터 유기탄소원 회수기술 개발

하수처리과정에서 발생하는 슬러지에 대하여 알칼리처리, 과산화수소처리, 오존처리 또는 방사선과 각 처리방법의 병용처리에 의하여 회수된 탄소원으로 생물학적 탈질반응에 필요한 외부탄소원을 대체하고자 하는 연구를 수행하였다.

0~50 kGy의 선량으로 조사하였을 때, SCOD 및 세포내 구성물질의 농도가 10 배 이상 증가하여 방사선을 이용한 탄소원 회수의 가능성을 입증하였다. 또한 방사선과 기존 기술의 병용처리 연구를 수행한 결과 [알칼리처리-감마선처리-오존처리]의 방법이 가장 효과적인 것으로 나타났다.

- 폐자원으로부터 고가자원 생산을 위한 파일럿 규모 시범시설 구축

위 기반기술의 연구결과를 바탕으로 합성폐수와 실제 하수를 대상으로 기존의 외부탄소원인 메탄올과 하수슬러지로부터 회수된 탄소원을 각각 외부탄소원으로 하여 파일럿 규모의 시범시설에서의 생물학적 탈질효율 비교하였다.

하수슬러지로부터 회수된 탄소원을 투입한 경우 C/N 비율이 증가할수록 탈질 효율이 14.3%에서 51.1%로 증가하였으며, 질산화효율은 100%에 근접하였다. 슬러지 탄소원은 기존 외부탄소원 대비 90% 이상 수준의 탈질효율을 나타내었다.

V. 연구개발결과의 활용계획

- 본 연구에서 개발된 하수슬러지 처리/처분 및 재활용 기술은 폐기물관리 측면에서 1차적으로 오염원을 저감시킬 수 있고, 2차적으로 자원으로 재활용하는데 직접적으로 적용될 수 있다.
- 본 연구에서 개발된 자원회수 처리 공정은 기능성식품의 원재료가 되는 환원당류의 회수율을 획기적으로 높이는 데 사용될 수 있으며, 유기탄소원 회수 기술은 폐기물을 자원화 하여 하수처리장의 처리 효율을 증대시키는 것이 가능하다.
- 본 연구에서 개발된 공정 및 기술을 도입할 경우, 하수처리 성능 개선, 폐기물 발생량 저감, 그리고 폐유기성자원의 자원화 등 폐기물의 처리/처분 분야에 적용할 수 있다.

SUMMARY

I. PROJECT TITLE

Development of Radiation Techniques for Environmental Treatment

II. OBJECTIVE AND IMPORTANCE OF PROJECT

● Purpose of Research

The purpose of this research is to development of technologies for 1) the removal of toxic organic chemicals in sewage sludges and the volume reduction of the sewage sludge 2) the recycling/reuse of sewage sludge 3) the recovey of resource from fishery waste by using radiation technologies.

● Rationale of Research

The water content of sewage sludge is more than 95%, and the organic materials is 60 - 80% of the solid. The improper disposal of sewage sludge can cause a lot of environmental problems. Until now, the main sludge disposal option was the ocean dumping after dewatering. However, The Ban Act of Direct Landfill of Sewage Sludge, and the London Convention 1972 and 1996 Protocol prohibited the dumping of sludge into the ocean. By the prohibition of the ocean dumping of waste sludge, sewage sludge must be disposed of in land or recycled/reused. Thus effective technologies for disposal, treatment, and recycling/reuse of sewage sludge are essential to minimize the environmental pollution. The radiation technology for the treatment and recycling/reuse of sewage sludge is very effective for the purposes of volume reduction, removal of trace toxic organic chemicals, and disinfection of pathogens. In addition, highly value-added resources can be recovered from the organic wastes by combining the existing and radiation technologies.

III. SCOPE AND CONTENTS OF PROJECT

This research project focused on the study of treatment, disposal, and recycling/reuse of sewage sludge by radiation technology, and recovery of highly value-added resources from the wastes. As basic studies with a radiation technology, an enhancement of dewaterabilities of sewage sludge, development of dewatering conditioner, reduction of trace toxic organic chemicals, and the toxicities of the byproducts were studied. Based on the basic experimental results, we developed the pilot-scale system with the continuous e-beam and dewatering unit and the advanced treatment system with the use of carbon source recovered from sewage sludge. Through the operation of the systems, the possibility of the field application was demonstrated, and the operational parameters and factors were optimized. A radiation technology was used to enhance the recovery rates of glucosamine and chitosan oligosaccharide from chitin and chitosan obtained from fishery wastes such as crab shell.

IV. RESULTS OF PROJECT

- Treatment, disposal, and recycling/reuse of sewage sludge by radiation technology

Comparison study was performed to evaluate an enhancement of dewaterability of sludge after irradiation. Irradiation at 1 - 20 kGy reduced 10% of the water content of sewage sludge. With the powder of dried starfish as an additive to enhance dewaterability, irradiation reduced 20% of the water content of sewage sludge. Irradiation at 10 kGy showed 99% disinfection of microorganisms.

At the maximum irradiation of 25 kGy, more than 90% removal efficiency for 10 out of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) were obtained, and the acute toxicity for the byproduct was clearly reduced with the higher radiation doses. Antibiotics such as cephalosporins and

tetracyclines were completely degraded at lower than 1 kGy.

For the purpose of compost of sewage sludge, irradiation enhanced the maturity of sewage sludge compost and the germination rate. With the powder of dried starfish, the growth rates of grass, roses, and a royal azaleas were remarkably enhanced due to the abundant exchangeable cations.

- Development of pilot-scale equipment for sludge treatment by e-beam

The equipment was developed to continuously irradiate and transfer sewage sludge into dewatering system at 1 ton/day. The continuous system consists of the screen, the continuous spray, the spray nozzle, and the electronic control unit.

The automatic supply system was developed to transfer the irradiated sludge mixed with the conditioner, or sludge by itself into a belt press dewatering system, which consists of the control unit, the mixing/agitation unit, and the sludge moving unit.

- Comparison of economy for the treatment of sewage sludge by radiation

The economy was compared between the existing treatment method and the radiation technology. When 30% of domestic sewage sludge is treated with radiation and used for soil fertilizer, a treatment cost saving of 12,668,080,000/year is expected.

- Highly value-added resource recovery from fishery wastes

A research project was performed to recover useful resources from fishery wastes and transfer highly value-added materials by using radiation technology. A radiation technology was used to enhance the recovery rates of glucosamine and chitosan oligosaccharide from chitin and chitosan obtained from fishery wastes such as crab shell.

- Organic carbon source recovery from sewage sludge

Experiments were performed to substitute sewage sludge as a carbon source for the external carbon source such as methanol and acetate required for the biological denitrification. An alkali treatment, a hydrogen peroxide treatment, an ozone treatment, and irradiation with each treatment were compared.

With irradiation at 0 - 50 kGy, Soluble chemical oxygen demand (SCOD) and extracellular polysaccharide (EPS) were increased by more than 10 times, which showed potential for their use as a good carbon source. A combined treatment method (alkali - gamma irradiation - ozone) were the most effective.

- Development of pilot-scale equipment for the recovery of a useful carbon source from sewage sludge

Based on the experimental results, the biological denitrification efficiencies in both synthetic wastewater and municipal wastewater were compared with methanol and carbon source recovered from sewage sludge by radiation.

Carbon sources recovered from sewage sludge by radiation showed an increase in denitrification efficiencies from 14.3% to 51.1% with higher C/N ratios, and nitrification efficiencies were close to 100%. Nitrification efficiencies with carbon sources recovered from sewage sludge showed more 90% compared to those with methanol.

V. PROPOSAL FOR APPLICATIONS

- A radiation technology for the treatment, the disposal, and recycling/reuse of sewage sludge can reduce pollution sources and be used for the purpose of reuse of the waste as a useful resource.

- A resource recovery system with irradiation can be used to enhance the recovery efficiencies of the reducing sugar as functional food, and the treatment efficiencies of municipal wastewater treatment plants with the organic carbon source recovered from sewage sludge.
- A radiation treatment system developed in this project can contribute to more efficient treatment of municipal wastewater, reduction of waste production rates, and the utilization of wastes as useful resources.

여백

목 차

제 1 장 연구개발 과제의 개요	1
제 1 절 연구개발 목적 및 필요성	1
1. 유기성폐기물 처리 및 재활용 목적	1
2. 유기성폐기물 처리 및 재활용의 필요성	1
제 2 절 유기성 폐기물 처리 현황 및 대책	2
1. 하수슬러지 발생 및 환경오염	2
2. 하수슬러지 자원화 현황	4
가. 하수슬러지 퇴비화 현황 및 문제점	4
(1) 하수슬러지 퇴비화 현황	4
(2) 하수슬러지 함유 유해물질의 현황 및 문제점	6
나. 하수슬러지의 탄소원 회수기술 현황	9
제 2 장 국내·외 기술개발 현황	11
제 1 절 연구사례 현황	11
1. 외국 연구사례	11
2. 국내 연구사례	13
3. 연구사례 평가	14
제 3 장 연구개발 수행내용 및 결과	15
제 1 절 방사선 이용 하수슬러지 탈수능 향상	15

1. 실험 재료 및 방법	15
가. 실험 재료	15
(1) 하수슬러지	15
(2) 물리개량제	15
나. 실험방법	16
(1) 전자선 조사	16
(2) 분석방법	16
(3) 통계적 모델링을 이용한 탈수영향 인자 평가	17
2. 방사선 조사에 의한 탈수 특성	18
가. 슬러지 입자의 분해	18
나. 방사선에 의한 슬러지의 탈수능 향상	20
다. 슬러지 탈수 영향인자 평가	21
3. 최적 슬러지 탈수 개량제 개발	22
가. 불가사리와 조개껍질을 이용한 슬러지 개량	22
나. 탈수특성 평가	25
다. 불가사리와 조개껍질 혼합물에 의한 탈수 개량	26
라. 탈수 개량제 비교	28
제 2 절 방사선 이용 하수슬러지 재활용 기술	29
1. 실험방법 및 재료	29
가. 미량 유기독성물질 제거	29
나. 독성물질 분해산물의 급성독성 평가	29
다. 하수슬러지 미생물 멸균	30
라. 하수슬러지 퇴비화	30
마. 하수슬러지 이용 식물생장 증진제 제조	30
바. 하수슬러지로부터 탄소원 회수 및 고도처리 시범시설 개발	31
(1) 실험재료	31

(2) 실험방법	31
(3) 회수 탄소원이용 고도처리 시범시설 운영	32
(4) 분석방법	33
2. 미량 유기독성물질 제거	33
가. 다환방향족탄화수소류 저감	33
(1) 다환방향족탄화수소류의 처리공정별 분포 특성	33
(2) 방사선에 의한 다환방향족탄화수소류의 분해	34
(3) 다환방향족탄화수소류 분해산물의 급성독성 평가	35
나. 항생제 및 항균제 저감	36
(1) 조사선량의 영향	36
(2) 라디칼 포집가스를 이용한 항균제 분해율 향상	37
3. 하수슬러지 미생물 멸균	39
가. 미생물 분포 및 유기물 함량 특성	39
나. 방사선에 의한 미생물 멸균 특성	40
4. 하수슬러지 퇴비화 기술	41
가. 운전인자 평가	41
(1) 온도변화	42
(2) 미생물 활동도	43
(3) 유기물 분해율	44
(4) 퇴비화 속성도	45
(5) 발아지수 평가	46
나. 퇴비 활용성 평가	47
다. 퇴비화에 따른 경제성 평가	47
5. 하수슬러지를 이용한 식물생장 증진제 제조	49
가. 채소류 성장실험	49
나. 수목류 성장실험	51
6. 방사선 이용 하수슬러지로부터 탄소원 회수 및 고도처리 시범시설 개발	52

가. 하수슬러지의 물리화학적 성상 변화	52
(1) TS 와 SS의 변화	53
(2) SCOD/TCOD 와 BOD5/SCOD	54
(3) SCOD/T-N 과 SCOD/T-P	55
나. 방사선과 알칼리 처리에 의한 탄소원 회수	56
(1) TS 와 SS의 변화	56
(2) SCOD/TCOD 와 BOD5/SCOD	57
(3) SCOD/T-N 과 SCOD/T-P	58
다. 방사선과 과산화수소 이용 하수슬러지의 가용화 및 생분해도 향상	59
다. 알칼리 및 산화 복합공정에 의한 하수슬러지로부터의 탄소원 회수	64
라. 탄소원 회수방법에 따른 회분식 탈질효율 평가	70
마. 회수 탄소원 이용 하수고도처리 시범시설 구축 및 외부탄소원 대체 가능성 연구	71
제 3 절 방사선 이용 수산폐기물로부터 유효자원 생산기술	76
1. 실험방법 및 재료	76
가. 글루코사민 회수기술	76
(1) 키토산의 점성 및 분자량 저감, 대장균 증식억제능 평가	76
(2) 폐수산자원으로부터 글루코사민 회수	76
(3) 분석방법	78
나. 키토산으로부터 저분자 환원당 회수	78
(1) 키토산 시료 준비	78
(2) 활성측정을 위한 방사선 조사된 키토산의 처리	79
(3) 분석방법	79
2. 글루코사민 회수기술	80
가. 분자량 및 점성 저감	80
나. 대장균 증식억제능 평가	81

(1) 주입량 증가에 따른 대장균 증식억제능	81
(2) 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능	82
다. 글루코사민 수득률 향상	86
(1) 방사선 조사량 변화에 따른 글루코사민 생성	86
(2) 방사선 조사 후 열분해 시간 변화에 따른 글루코사민 생성	87
3. 방사선이용 키토산으로부터 키토산올리고당 회수	88
제 4 절 결 론	90
제 4 장 연구개발목표 달성도	93
제 5 장 연구개발 결과의 활용계획	95
제 6 장 참고문헌	97
위탁연구	105

여백

Contents

Chapter 1 Introduction	1
Section 1 Objectives and necessities of the study	1
1. Objectives	1
2. Necessities	1
Section 2 Studies and counter plans for treatment of sewage sludge	2
1. Status of sludge generation and its environmental contamination	2
2. Status of sewage sludge recycling	4
a. sludge composting	4
(1) Status of sludge composting	4
(2) Micro toxic organic materials in sludge	6
b. Recovery of carbon source from sludge	9
Chapter 2 Status of domestic and foreign researches	11
Section 1 Status of research	11
1. Foreign researches	11
2. Domestic researches	13
3. Evaluation of the researches	14
Chapter 3 Contents and results of the study	15
Section 1 Enhancement of sludge dewaterability using radiation	15

1. Materials and methods	15
a. Materials	15
(1) Sewage sludge	15
(2) Sludge conditioner	15
b. Methods	16
(1) Electron beam irradiation	16
(2) Analytical methods	16
(3) Evaluation of factors for dewaterability using statistical model	17
2. Dewatering properties after irradiation	18
a. Disintegration of sludge particles	18
b. Enhancement of dewaterability using radiation	20
c. Evaluation of factors for dewaterability	21
3. Development of optimum sludge conditioner	22
a. Starfish and shell	22
b. Evaluation of dewatering properties	25
c. Mixture of starfish and shell	26
d. Comparison of conditioners	28
 Section 2 Recycling of sludge using radiation	 29
1. Materials and methods	29
a. Removal of micro toxic organics	29
b. Acute toxicity of byproducts	29
c. Disinfection of sewage sludge	30
d. Sludge composting	30
e. Preparation of promoter from sludge for plant growth	30
f. Carbon source recovery and pilot plant for sewage treatment	31
(1) Materials	31

(2) Methods	31
(3) Operation of pilot plant using recovered carbon source	32
(4) Analytical methods	33
2. Removal of micro toxic organics	33
a. Reduction of polynuclear aromatic hydrocarbons	33
(1) Distribution of PAHs in sewage treatment plant	33
(2) Decomposition of PAHs by radiation	34
(3) Evaluation of acute toxicity of PAHs byproducts	35
b. Reduction of antibiotics	36
(1) Effect of irradiation dose	36
(2) Enhancement of decomposition using radical scavenger gas	37
3. Disinfection of microorganisms in sewage sludge	39
a. Distribution of microorganisms and organics in sludge	39
b. Disinfection of microorganisms by radiation	40
4. Composting of sewage sludge	41
a. Evaluation of operational factors	41
(1) Temperature	42
(2) Microbial activity	43
(3) Decomposition of organics	44
(4) Maturity of compost	45
(5) Germination index	46
c. Feasibility of sludge compost	47
d. Evaluation of economical efficiency	47
5. Preparation of promoter for plant growth from sludge	49
a. Growth of vegetables	49
b. Growth of trees	51
6. Carbon source recovery and pilot plant for sewage treatment	52

a.	Physico-chemical properties of sewage sludge	52
(1)	TS and SS	53
(2)	SCOD/TCOD and BOD ₅ /SCOD	54
(3)	SCOD/T-N and SCOD/T-P	55
b.	Carbon source recovery using radiation and alkali treatment	56
(1)	TS and SS	56
(2)	SCOD/TCOD and BOD ₅ /SCOD	57
(3)	SCOD/T-N and SCOD/T-P	58
c.	Carbon source recovery using radiation and H ₂ O ₂ treatment	59
d.	Carbon source recovery using combined process of alkali and oxidation	64
e.	NO ₃ removal efficiency in accordance with the carbon recovery process	70
f.	Construction of pilot plant for sewage treatment and its operation	71
Section 3 Production of valuable materials from marine organic waste using radiation		76
1.	Materials and methods	76
a.	Recovery of glucosamine	76
(1)	Reduction of viscosity and M.W. of chitosan, and inhibition of <i>E. Coli</i> proliferation	76
(2)	Recovery of glucosamine from marine organic waste	76
(3)	Analytical methods	78
b.	Recovery of low M.W. reducing sugar from chitosan	78
(1)	Preparation of chitosan sample	78
(2)	Treatment of chitosan for activity measurement by gamma ray	79
(3)	Analytical methods	79
2.	Recovery of glucosamine	80
a.	Reduction of viscosity and M.W.	80
b.	Inhibition of <i>E. Coli</i> proliferation	81

(1) Effect of chitosan amount	81
(2) Effect of irradiation dose	82
c. Increase of glucosamine yield	86
(1) Effect of irradiation dose	86
(2) Effect of thermal treatment time	87
3. Recovery of chitosan oligosaccharide from chitosan	88
Section 4 Results	90
Chapter 4 Achievement of the goal	93
Chapter 5 Application of the study	95
Chapter 6 References	97
Sponsoring research	105

제 1 장 연구개발 과제의 개요

제 1 절 연구개발 목적 및 필요성

1. 유기성폐기물 처리 및 재활용 목적

본 연구개발의 목적은 방사선을 이용하여 하수처리장에서 발생하는 하수슬러지의 탈수능을 향상시켜 그 부피를 저감시키는 한편, 슬러지에 함유된 독성물질을 제거하고 자원화 하는데 있다. 본 연구개발의 또 다른 목적은 폐수산자원에서부터 유효 고가자원을 회수함으로써 폐기물을 자원화 하는데 있다.

2. 유기성폐기물 처리 및 재활용의 필요성

상수도보급률 증가와 더불어 도시집중화와 산업화가 되면서 생활하수의 발생량은 지속적으로 증가하고 있으며, 그에 따른 안정성과 처리비용의 경제적 측면, 그리고 환경오염에 대한 문제들이 사회적으로 이슈화가 되고 있는 실정이다. 이미 선진국은 하수슬러지를 자원으로 인식하여 'bio-solid'라 명명하고 자원화 및 재활용에 대한 꾸준한 연구를 수행할 수 있도록 정부에서 지원을 하고 있고, 그 결과 유럽 국가의 경우 발생하는 슬러지의 40~60%가 토지이용 등에 재활용 되고 있다.

우리나라는 2003년 7월 "하수슬러지 직매립 금지법"의 시행과, 런던협약에 의거한 "96 의정서"가 채택되어 슬러지의 매립과 해양투기가 어려워졌고, 국내 법제정에 의하여 2012년부터는 해양투기가 전면 금지될 예정이어서 발생 하수슬러지를 전량 육상처분 및 유용자원회수(퇴비화, 바이오가스회수 등)하여야 한다. 현재 슬러지 최종처분의 주된 방법인 해양투기가 향후 전면 금지됨으로써 슬러지 감량화 및 자원화 기술이 각광을 받고 있다. 그러나, 소각 및 보조 원료화 기술은 발열량 문제와 지역주민의 반대 등으로 적용이 어렵고, 유기비료화 기술은 중금속 등 유해물질 함유에 따른 법적 규제로 아직까지는 비료로서의 적용이 어려운 실정이다. 따라서, 슬러지 처리 및 처분문제는 현재 심각한 환경문제로 인식되고 있다.

특히 2008년부터 전국에 적용되는 하수종말처리시설 방류수 수질기준을 만족

하기 위해서는 발생 슬러지의 감량화와 대장균을 저감시키는 멸균기술, 그리고, 인, 질소 등의 수계오염물질을 처리하는 고도처리기술의 개발이 시급하다. 아울러, 하수슬러지를 재이용 또는 재활용하기 위해서 슬러지에 함유되어 있는 미량 유기독성물질을 효과적으로 제어하는 기술이 요구된다. (Table 1-1 참조)

Table 1-1. 국내 하수종말처리시설 방류수 수질기준

구 분	BOD (mg/ℓ)	COD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	T-P (mg/ℓ)	대장균군수 (개/ml)
특정지역기준	10 이하	40 이하	10 이하	20 이하	2 이하	3,000이하
기타지역기준	20 이하	40 이하	20 이하	60 이하	8 이하	(1,000이하)*

* 대장균수 1000 개/mL 이하 지역

1. 수질환경보전법에 의한 청정지역
2. 상수원보호구역 및 그 경계선 상류 10km이내 지역
3. 취수시설 상류 15km이내 지역

제 2 절 유기성 폐기물 처리 현황 및 대책

1. 하수슬러지 발생 및 환경오염

대도시에는 대규모의 하수처리장이 거의 완비되었으며, 최근에 중소도시로 대상이 확대되고 있는 시점에서 국민의 의식수준의 향상으로 환경문제에 대한 관심이 높아지면서 환경질 개선에 관한 요구가 증대되고 있다.

유럽이나 미국에서는 이미 하수슬러지와 같이 이용가치가 있는 유기성 폐자원을 비영리 측면에서 퇴비화 하여 농업적으로 활발히 이용하고 있으나, 국내에서는 증가하는 하수슬러지의 발생추세에 비추어 장기적인 관리대책 및 처리방안이 불분명하고, 특히 농업적 이용에 대한 적용은 매우 소극적인 입장이다. 따라서 지금까지의 하수슬러지 처리정책을 재검토하고 경제적이고 효율적인 하수슬러지 처리를 위한 중·장기 정책방향을 수립해야 할 상황에 직면해 있다.

하수슬러지의 발생량은 매년 증가하는 추세이며 슬러지의 처리는 중요한 문제로 인식되고 있다. 특히 슬러지 케이크 발생량, 또는 함수율의 저감은 슬러지의 최종 처분 측면에서 매우 민감한 문제로 인식되고 있으며, 케이크를 감소시키기 위한

안전하고 바람직한 슬러지 처리에 관한 연구가 오랜 시간 동안 진행되어 왔다. 특히 우리나라의 경우 하수슬러지 발생량이 1998 년 이후 매년 약 10 %씩 증가하여 2004 년 기준으로 전국 268개 하수종말 처리장에서 연간 2,426,070 ton의 하수 슬러지가 발생되고 있으며 향후 하수처리장의 지속적인 건설 및 산업발전에 의하여 계속적으로 증가될 것으로 예측되고 있다. 발생하는 슬러지는 2004 년 기준으로 재이용(9.9 %), 매립(1.4 %), 소각(11.7 %) 그리고, 해양투기(77.1 %)의 순으로 처리되고 있으며 해양투기는 매년 상당량 증가하는 추세이다. (Table 1-2 참조) 그러나, 우리나라는 2003년 7월부터 시설용량 1만 ton/day이상의 하수처리장에서 발생하는 하수 슬러지의 육상 직매립이 금지되었고, 2006년 3월 해양투기와 관련한 런던협약에 의거한 “96의정서”가 발효됨에 따라 2012년부터는 하수슬러지의 해양투기가 전면 금지되어 발생 하수슬러지를 전량 육상처분 및 유용자원회수(퇴비화, 바이오가스회수 등)하여야 한다. 그러나, 유기성오니의 직매립 금지규정이 2001년 시행된 이후 하수슬러지의 처리방법을 살펴보면 매립은 54.8%에서 1.4%로 감소한 반면 해양투기는 38.2%에서 77.1%로 양으로 환산하면 130만톤 이상 증가하였다. 이는 하수슬러지의 처리방법을 직매립에서 재활용(퇴비화, 고품화 등)과 중간처리(소각)로 전환하려는 취지와는 달리 처리시설의 건설비가 들지 않고 처리비가 저렴한 해양투기로 전환하였음을 알 수 있다.

Table 1-2. 국내 하수슬러지 발생 및 처리 현황 (단위 : 톤)

Year	Total	Reuse	Landfill	Incineration	Ocean Dump
1998	1,447,170	34,466 (2.4%)	792,828 (54.8%)	20,947 (1.5%)	552,188 (38.2%)
1999	1,593,001	80,293 (5.0%)	640,515 (40.2%)	33,350 (2.1%)	820,135 (51.5%)
2000	1,741,371	88,101 (5.1%)	439,099 (25.2%)	93,163 (5.3%)	1,118,453 (64.2%)
2001	1,902,410	118,339 (6.2%)	229,082 (12.0%)	138,440 (7.3%)	1,390,779 (73.1%)
2002	2,073,095	106,624 (5.1%)	254,919 (12.3%)	200,338 (9.7%)	1,471,472 (71.0%)
2003	2,266,888	152,124 (6.7%)	113,419 (5.0%)	279,527 (12.3%)	1,625,676 (71.7%)
2004	2,426,070	239,085 (9.9%)	34,295 (1.4%)	283,356 (11.7%)	1,869,334 (77.1%)

슬러지의 최종처리방법은 하수처리시설규모, 슬러지 발생량 등을 감안하여 소각, 건조, 고품화, 퇴비화 등 각 처리방법별 경제성, 기술성, 환경성, 유지관리 편리성 등을 종합적으로 비교·분석한 후 결정하여야 하며, 결정된 슬러지최종 처리방법에 따라 소화설비의 필요성 유·무를 검토하도록 명시하고 있다. 많은 지자체 및 사업체에서는 유기성오나의 직매립 금지방침에 따라 처리방법에 대한 모색을 시도하고 있으나, 예산 및 국내에서 실용화된 기술이 없는 관계로 처리 방법의 선정에 많은 어려움을 겪고 있으며, 소각, 건조, 퇴비화 등이 검토되고 있다.

최근에 선진국에서 ‘슬러지Zero화’라는 프로젝트명으로 슬러지의 감량에 많은 연구와 노력이 진행되고 있다. 선진국에서 개발되어 보급되고 있는 슬러지 감량화 시스템은 다양하며, 이러한 다양한 기술 중에서 효율이 높은 시스템을 국산화함과 동시에 효율을 증대시킬 수 있는 방안이 개발된다면 슬러지처리 문제를 근본적으로 해결함과 동시에 슬러지 처리의 경제성을 확보하는 것이 가능하다.

2. 하수슬러지 자원화 현황

유기성 슬러지의 재활용 기술은 건조 및 발효를 통한 안정화에 의해 비료 혹은 토양개량제로 사용하는 방법과 메탄발효, 건조, 소각 등을 통하여 에너지를 회수하는 방법 등이 일반적이다. 소화슬러지는 소각하거나 퇴비화하여 원예용으로 이용되고 있으며 하수처리장에서 얻은 메탄가스로 발전하여 하수처리장에서 필요로 하는 전력을 조달하는 예도 일부 있다. 소각은 슬러지를 감량화하며 동시에 안정화할 수 있기 때문에 유효한 슬러지 처리방법으로 평가받고 있으나 소각장 건설에 따르는 비용 때문에 매립이나 해양투기, 재활용 보다 재정적 부담이 크며, 대기오염 등의 2차오염을 유발시킬 위험성과 소각장 설립지에 대한 주민들의 집단민원을 야기하는 등의 문제점이 있다. 그러므로 슬러지의 퇴비화를 통한 자원화가 가장 바람직한 하수슬러지 재활용 방법이라 할 수 있다.

가. 하수슬러지 퇴비화 현황 및 문제점

(1) 하수슬러지 퇴비화 현황

최근 선진국에서는 자원의 유한성을 인식하여 각종 자원의 보전 및 절약에 노력하고 있다. 또한 하수슬러지도 자원으로 재활용이 가능하다는 인식에서 다양한 자원화를 적극적으로 추진하고 있으며 그 중에서 퇴비화가 주요한 대안으로 여겨지고 있다. 퇴비화는 녹농지 이용을 주목적으로 하며 탈수슬러지에 통기개량제를 혼합하여 발효시켜 안정화 시키는 방법을 말한다.

하수슬러지의 토양이용은 토양의 입단 및 수분 보유능을 좋게 하여 식물 성장에 도움을 준다. 또한 질소와 인 등의 식물 필수 영양소뿐만 아니라, 미량 무기영양소를 공급하여 주므로 화학비료의 대체효과도 있다. 이미 미국, 캐나다 그리고 유럽국가 등의 선진국은 40년 이상 하수슬러지를 토양에 광범위하게 이용하였으며, 하수슬러지의 직접살포 및 퇴비화는 작물의 재배와 토양에 좋은 효과를 가져온다는 많은 연구결과들이 보고되었다. 이는 하수슬러지 퇴비가 질소, 인, 칼륨 등의 작물 성장의 주요 원소 공급원이 될 수 있음을 시사한다.

최근 들어 선진 외국에서는 하수슬러지의 자원화 사업과 연계하여 농경지로의 재투입과 관련된 기술 및 정책이 꾸준히 개발되고 있다. 일본의 경우에는 Minami Tama 폐수처리장에 퇴비화 시설을 가동하여 Minami Tama Odei 라는 상품명으로 비료를 생산하고 있으며, 미국은 톱밥이나 덩불 조각 등과 혼합하여 처리하는 슬러지 퇴비화 시설이 200개 소가 넘으며 일반가정의 정원용 및 공공시설용 비료로 공급하고 있다. 그러나, 우리나라에서는 하수슬러지의 농경지 재투입에 상당히 많은 규제가 뒤따르고 있어 관련분야 기술개발 또한 별다른 진전을 보지 못하고 있는 상태이다.

현재 농림부의 비료관리법 제4조에 의하면, 읍·면 단위의 하수슬러지는 비료 가치가 인정되고 인축 및 농작물에 유해한 물질이 포함되지 않음이 입증된 경우에는 부산물비료 원료로 사용이 가능하나 도시지역의 하수슬러지는 비료원료로 사용할 수 없도록 규정하고 있다. 이에 환경부에서는 도시지역의 하수슬러지를 원료로 제조한 퇴비가 농업용 이외 용도의 제조 및 사용을 활성화하기 위해 퇴비의 등급화 및 등급별 사용용도 및 방법에 관한 규정의 제정을 추진하고 있다. 선진외국에서 적용되고 있는 퇴비의 등급화를 국내에 도입할 경우 하수슬러지의 농업생태계로의 유입이 가시화되고 있기에 지금까지의 하수슬러지 처리정책을 재검토하고 경제적이고 효율적인 하수슬러지 재활용을 위한 중·장기 정책방향

을 수립해야 할 상황에 직면해 있다.

(2) 하수슬러지 함유 유해물질의 현황 및 문제점

하수슬러지가 갖는 농업환경 및 작물생산성에 대한 유익성과 유해성 즉, 이중성 때문에 우리나라에서는 토양환경과 식품안전성 확보를 위하여 하수슬러지의 농경지 처리에 많은 제한을 두어 왔다. 하수슬러지에는 식물생장에 필요한 N, P, K와 같은 다량원소와 Zn, Fe, Cu, Mn과 같은 필수미량원소 및 유기물이 다량 함유되어 있어 궁극적으로 토양의 이화학적 특성 개량 및 토양비옥도 증진과 관련되어 있다는 유익성이 널리 소개되어 있다. 한편, 하수슬러지에는 상당량의 박테리아, 원생동물, 바이러스와 같은 병원성 미생물, Pb, Cu, Cd, Hg과 같은 유해 중금속과 다환방향족탄화수소류 (polynuclear aromatic hydrocarbons, PAHs) 및 항생제와 같은 미량 유기독성물질이 함유되어 있어 농경지 투입시 토양환경의 질적 하락과 생물농축을 통한 식품안전성이 파괴될 수 있는 유해성이 존재한다는 것이다.

최근 내분비계 장애물질인 PAHs는 지구적 규모의 환경매체 중에서 검출됨에 따라 잔류성 유기오염물질(Persistent organic pollutant, POPs)로 새롭게 분류되고 있으며, 더불어 산업수반국가의 발암 증가 등으로 환경오염 대한 관심이 새롭게 부각되고 있는 화합물 중 하나이다. 특히 PAHs는 환경독성학적인 관점에서 변이원성과 발암성을 초래하는 것으로 알려졌다.

일반적으로 도시하수에 포함된 PAHs 중 80% 이상은 유기물질의 불완전 연소에 의해 발생한다. 유기물의 불완전 연소는 산불이나 화산활동 등에 의한 유기물 분해로 발생하거나 디젤이나 가솔린 등의 석유 화학제품의 연소과정, 알루미늄이나 carbon black 생산 그리고 원유의 정제과정 등에서도 생겨나게 된다. 따라서 PAHs는 산업폐기물 뿐만 아니라 가정하수, 빗물, 공기 중의 물질, 도로의 유출수 등에 포함되어 있다.

남 제작 등에 의해 2002년에 보고된 자료에 의하면 국내 전국 74개 하수처리장에서 84점의 탈수슬러지 시료를 수집 측정된 결과 PAHs 농도범위는 142~20,102 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 이었으며, 총 PAHs 평균은 $3,289 \pm 3,098 \mu\text{g}/\text{kg}$ (중간값 : 2,493 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 으로 나타났다. 또한 PAHs 종류별 농도는 Pyrene > Fluoranthene >

Phenanthrene > Benzo(g,h,i)pyrene의 순으로 분포하였다. 도시규모에 따른 농도분포는 화석연료를 많이 사용하는 광역시 또는 대도시의 경우 평균 4,689~6,401 µg/kg 로 높은 농도분포를 보이며, 비교적 적게 사용하는 중·소도시 이하의 규모에서는 2,237~3,725 µg/kg 의 농도분포를 나타낸다. 이를 통해 도시의 집적화와 산업화가 진행될수록 하수슬러지에 다량의 유기독성물질이 함유되어 인간 및 생태계에 부정적인 영향을 초래할 수 있음을 알 수 있다.

상술한 PAHs의 생물체에 대한 변이원성과 발암성으로 인해 해외 선진국에서는 다방면으로 연구를 수행하고 있으며, 규제를 제정하고 있는 실정이다. 한 예로 독일의 경우 다이옥신과 퓨란에 대한 우려로 인해 슬러지의 농경지 사용을 완전히 금지하자는 요구가 발생하고 있다. EU 국가들은 하수슬러지를 자원화하여 농업에 이용하기 위하여 2001년도에 슬러지에 함유된 PAHs 뿐만 아니라, AOX, DEHP, LAS, NP/NPE, PCB, PCDD/F 등의 미량 독성유기 오염물질에 대한 위해도 평가에 관한 보고서를 발간하였다. 하수슬러지를 토양에 이용하기 위해서는 장기 안정성이 중요하며 이들 유기독성물질은 Table 1-3에 나타낸 바와 같이 발암성, 변이원성, 급성독성 등 생태계에 미치는 영향이 중요하므로 EU 국가들은 Table 1-4에 보이는 바와 같이 하수슬러지에 함유된 미량 유기독성물질에 대한 기준치를 이미 정해놓은 상태이다.

유럽국가들의 경우 발생하는 하수슬러지를 농업에 사용하는 것을 정책적으로 제안하고 있으며, 미국 EPA는 안정성이 확보된 슬러지를 토질 개량 및 영양원 공급의 측면에서 사용하는 것을 권장하고 있다. 그러나, 개도국들은 현재 하수 처리율이 낮으나 향후 지속적으로 처리율이 증가될 전망이지만 아직까지 뚜렷한 처리 및 재활용 기술이 없는 상태이다. 특히 중국의 경우 발생하는 도시 하수의 7%만 하수처리장에서 처리하여 연간 400,000 tons (dry wt.)의 슬러지가 발생하고 있으며, 2010년에는 처리량이 50%까지 급증할 것으로 예측되고 있으며 화석연료 사용의 증가로 인하여 하수슬러지 내 유기오염물질 농도 또한 증가할 것으로 판단된다. 그러나, 발암성 및 유전독성을 띠고 있는 유기독성물질의 제거기술 개발은 전무한 상태이다. 따라서 하수슬러지의 유기독성물질 처리방법 개발이 필요할 보다 많은 관심을 기울여야 할 것으로 생각된다.

Table 1-3. 토양 중 유기오염물질 거동 개요

Substance	Mammalian/ human toxicity (acute)	Ecotoxicity	Water solubility	Persistence	Concentration
AOX (summative parameter)	-	-	-	-	high, indicator
LAS	Medium	aquatic: high; terrestrial: medium; bioaccumulation: high	high; enhances mobility of other pollutants	medium	high
DEHP	low; suspected estrogenic effect	aquatic: medium to high; terrestrial: medium; bioaccumulation: high	low	medium	high
Nonylphenole	medium; suspected estrogenic effect	aquatic: high; terrestrial: medium; bioaccumulation: high	high	medium	high
B[a]P (single) (PAH)	carcinogenic, mutagenic, teratogenic	aquatic: high; terrestrial: high; bioaccumulation: high	low	high	high
PCBs, single substances/summative parameter	medium; tumour promoting, immunotoxic	aquatic: high; terrestrial: high; bioaccumulation: high	low	high	low and continuing to decline
PCDD/Fs, single substance/summative parameter	high; carcinogenic	aquatic: high; terrestrial: high; bioaccumulation: high	low	high	low
TBT Tributyltin oxide	high	aquatic: high; bioaccumulation: high endocrine effect	medium	high	high

Table 1-4. 유럽국가들의 하수슬러지 중 유기오염물 기준치 (mg/kg d.m.)

	AOX	DEHP	LAS	NP/NPE	PAH	PCB	PCDD/F
EU(proposed)	500	100	2,600	50	6	0.8	100
Denmark	-	50	1,300	10	3	-	-
Sweden	-	-	-	50	3	0.4	-
Lower Austria	500	-	-	-	-	0.2	100
Germany	500	-	-	-	-	0.2	100
USA	-	-	-	-	-	-	300

AOX : sum of absorbable organic halogen compounds
 DEHP : di-2-(ethylhexyl)phthalate
 LAS : linear alkyl benzene sulfonic acid
 NP/NPE : nonylphenol / nonylphenole+ethoxylate
 PAH : polynuclear aromatic hydrocarbons
 PCB : polychlorinated biphenyle
 PCDD/F : polychlorinated dibenzo-p-dioxins/-furans

나. 하수슬러지의 탄소원 회수기술 현황

국내 하수슬러지의 발생량 감소를 위한 슬러지 감량 및 적정처리방법에 대한 연구가 다수 진행되고 있다. 그 중 적정 하수 슬러지의 처분 방안으로 제시되고 있는 것이 하·폐수처리장의 효과적인 탈질 반응을 위해 외부 탄소원으로의 슬러지 재활용을 들 수 있다. 기존에 연구된 외부탄소원으로는 메탄올, 아세트산염, 아세테이트, 글루코스 등이 있으나 경제적 부담이 따르는 단점이 있다.

국내에서 생물학적 탈질을 목적으로 생분해도가 높은 단일 물질로 비교적 저렴한 메탄올이 외부탄소원으로 주로 사용되고 있으며 운전비용의 상당부분을 차지하고 있다. 그러나 메탄올은 전량 수입에 의존하며, 유가에 따른 가격의 지속적인 인상요인과 인화성이 높은 물질이기 때문에 취급상에 제약이 있다.

이를 위하여 외부 유기탄소원의 대체물질에 대한 연구가 많이 수행되어왔고, 분뇨, 정밀화학폐수, 유화폐수, 주정폐수, 하수슬러지 소화액, 음식물쓰레기 등이 대체물질로 연구되고 있다. 최근 하수 슬러지의 재활용의 일환으로 하수슬러지로부터 유기산을 생성시켜 이를 탈질공정의 외부탄소원으로 사용하고자 하는 연구가 활발히 진행되어지고 있다. 유기산 생성기술로 화학적 처리기술을 이용한 thermal pyrolysis, alkaline hydrolysis, acid hydrolysis 등이 활성슬러지의 전처리 방법으로 이용되고 있다. 이러한 기술들은 슬러지를 외부 탄소원으로 사용가능하게 가수분해하여 용존성 유기물질로 증대시킨다. 하수슬러지의 경우 기존에 설치·운영중인 혐기 소화조의 일부를 산발효조로 이용할 경우 328백만원/년의 경제적 이득을 예상할 수 있다고 보고된 바 있다.

기존에는 알칼리처리, 열적처리에 의한 유기탄소원 회수 연구가 진행되었으나, 최근에는 오존 산화법, 방사선처리법 등의 고급산화공정 등을 이용한 유기탄소원 회수에 관한 연구가 활발하게 이루어지고 있다. 오존산화처리는 슬러지를 생물학적으로 분해되기 어려운 유기물을 분해되기 쉬운 유기물로 전환시켜주어 외부탄소원으로 사용이 가능하도록 하는데, Song 등(2003)은 잉여슬러지를 오존으로 처리한 상징액을 유기탄소원으로 회수하는 연구를 수행하였다. 오존 등에 의해 분해된 슬러지는 생물학적 분해도가 상대적으로 높아지기 때문에 낮은 C/N비를 가지는 하수의 경우 질소제거를 위한 유기탄소원으로 유용하게 사용될 수 있다. 이외에도 과산화수소를 첨가한 습식산화공정, 펜톤산화공정 등의

고급산화공정에 의한 슬러지로부터 유기산을 외부탄소원으로 회수하는 연구 등이 수행되었다.

특히 방사선 처리기술은 물에 감마선이 조사되면 수중의 수화된 전자, 수소원자라디칼, 수산화라디칼 등이 생성되어 생성된 이들 활성종들은 폐수 중의 유기물질과 산화 또는 환원반응을 일으키게 되며, 그 결과 수중의 고분자 유기물질에서 저분자화시켜 생분해도가 향상되는 효과를 얻을 수 있다. 이러한 방사선의 특성을 이용하여 염색폐수, 석유화학폐수, 침출수 등의 난분해성 유기폐수의 고도처리와 하수슬러지의 혐기소화 효율 향상 등의 연구에 활용되어 왔다.

제 2 장 국내·외 기술개발 현황

제 1 절 연구사례 현황

1. 외국 연구사례

폐기물 관리 측면의 주된 관심은 자연수 또는 오염된 물의 방사선 처리, 산업 폐수 오염 정화, 하수슬러지 처리, 배가스 정화, 농업폐기물의 유효자원화 등을 들 수 있다.

현재 아르헨티나, 인도, 인도네시아, 이집트, 가나 등의 국가들의 상호 협력 연구 프로젝트를 구성하여 폐수 및 슬러지에 존재하는 난분해성 유기오염물질과 병원성 미생물 처리에 대한 전리방사선의 영향에 관한 연구를 수행중이다. 이 프로젝트는 도시 및 각종 산업에서 발생하는 폐기물에서 유출되는 오염물질의 처리에 전자선과 감마선 조사시설을 이용하여 처리할 수 있는 장치를 구성하였다. 적절한 방사선 조사 기술을 이용할 경우, 하수 슬러지는 유기탄소, 질소, 그리고, 미량 무기질 등 식물 영양에 좋은 원료가 될 수 있을 뿐만 아니라, 농업적 측면에서는 비료나 토양 개량제 등의 유용한 자원으로 재활용이 가능해 진다.

지난 30년간의 주요 기술 선진국의 연구추이를 보면 1990년대에 들어서 슬러지 재활용에 관한 활발한 연구결과가 발표되었다. 1983년 부터 2001년 까지 발표된 국가별 연구추이를 보면, 미국, 캐나다, 일본, 독일의 4개국이 연구보고의 절반 이상을 차지하였다. 그러나 1990년대 후반기에 들어서는 이들 상위 4개국의 연구비율이 감소한 반면, 기타 국가에서의 연구활동이 활발하다. 이는 슬러지 재활용 기술 개발은 더이상 특정 국가에 국한된 문제가 아니라 세계적으로 모든 국가에서 그 필요성을 인식하였음을 시사한다.

국제원자력기구(IAEA)에서는 1990년대 초반에 캐나다, 독일, 인도, 인도네시아, 이탈리아, 일본, 미국과 공동으로 하수슬러지의 안전한 사용을 위한 방사선 처리기술 개발과 관련된 기초연구를 수행하였다. 1995년부터 FAO/IAEA에서는 세계 11개국과의 공동연구를 통해 'Use of Irradiated Sewage Sludge to Increase Soil Fertility and Crop Yields and to Preserve the Environment'와 관련된 연구를 진행하였다. 1995년부터 2000년까지 진행된 IAEA/FAO의 국제공동 연구의

진행 목적은 1) 방사선 조사/비조사 슬러지의 물리, 화학적 특성, 병원성 미생물의 함량, 유기독성물질의 변화 조사, 2) 식물에 대한 다량원소/미량원소의 유효도를 포함하여 토양 물리성과 화학적인 비옥도 개선, 3) 작물수량 향상의 관점에서 하수슬러지의 경제적인 이익을 계량화, 4) 하수슬러지로부터 유래되는 중금속 오염물질의 토양과 작물의 오염범위 평가와 관련되어 있다.

일본에서는 슬러지 처리의 위생상의 문제점을 고려하여 탈수된 슬러지에 3~5 kGy의 전자빔을 조사하여 슬러지 내 서식하는 각종 병원균과 미생물을 살균함으로써 폐기물 처리에 관한 연구를 수행하였다.

인도의 경우 Co-60 감마 조사시설을 이용한 하수 슬러지 멸균 기술에 대하여 충분한 경험과 실험결과를 보유하고 있으며, 감마 조사시설을 지난 10년 동안 운전하여 슬러지 처리 분야에서 방사선 조사 기술의 유용성을 입증하고 있다. 아울러 대도시에서 발생하는 막대한 양의 슬러지 처리를 위해서 가까운 미래에 전자선 가속기가 사용될 전망이다.

Table 2-1에는 1998년 현재 세계 각국에서 전리 방사선을 이용한 폐기물 처리를 위해 가동되는 시설의 예를 나타내었다.

Table 2-1. 이온화 방사선을 이용한 폐기물 처리 시설

Country	Radiation source	Energy (MeV)	Power(kW) or activity(kCi)	Purpose	Dose (kGy)
Australia	EBA	0.5	12.5	TCE, PCE removal	0.2~2.0
Russia	EBA	0.7	70	NEKAL dealkylation, desulfonation	3.0
USA	EBA	1.5	75	R&D-disinfection, organic removal	2.0~10
Japan	EBA	2.0	60	Disinfection, composting	5.0
India	⁶⁰ Co	1.25	150	Disinfection of sludge	5.0
Germany	⁶⁰ Co	1.25	135	Disinfection of sludge	2.0

EBA : Electron Beam Accelerator

Nekal : mixture of isomeric butyl naphthalene sulfonates

2. 국내 연구사례

현재까지 하수슬러지의 전처리 즉, 하수슬러지의 탈수능 향상, 안정화, 감량화, 자원회수 등에 대한 다양한 연구는 자외선, 초음파, 오존산화, 그리고 마이크로웨이브 등이 주를 이루고 있다. 최근 들어, 일부 대학에서 유기성 폐기물을 대상으로 전자선 조사처리 연구를 수행하였으나 기초연구 단계 수준으로 실용화 및 상용화를 위한 구체적이고 체계적인 연구개발이 필요하다. 그동안 국내에서 일부 진행되었던 방사선을 이용한 하수슬러지 전처리와 관련된 연구는 하수처리공정에서 하수슬러지의 탈수, 안정화 및 처리효율 등이 주를 이루고 있는 반면, 하수슬러지가 농업생태계에 끼치는 영향, 하수슬러지 유래 유기독성물질들의 순환에 대한 연구는 거의 이루어지지 않은 상태이다. 또한 환경부가 주관하는 차세대 환경기술개발사업 목록에 하수처리장에서 슬러지 발생 저감을 위하여 반송슬러지를 오존으로 분해하는 기술이 있으나, 방사선 이용 기술 관련 연구는 현재까지 전무한 상태이다.

멸균기술 분야의 측면에서 볼 때 염소소독 설비를 갖추고 있는 기존의 국내 하수종말처리장은 소독 부산물로 발생하는 THM(Trihalomethane)과 같은 발암성 물질에 의한 2차오염 때문에 최근 자외선을 이용한 미생물 소독공정에 대한 연구가 꾸준히 진행되고 있다. 그러나, 탁도가 높거나 유기물 부하가 높은 하수의 경우 처리효율이 미약하여 아직까지 하수의 최종 처리에 대하여는 뚜렷한 대안이 없는 실정이다. 국내 개발기술로는 1990년초 한국원자력연구소에서 방사선을 이용하여 병원폐기물 멸균기술 개발을 시도한 적이 있다.

국내에도 연구용 전자가속기를 보유하고 있고 제작, 설치, 운영할 수 있는 전문업체가 있고, 최근 방사선 이용기술 전문기관인 방사선연구원이 설립되어 관련 오염물질의 제거기술에 대한 연구 인프라가 조성 되었다.

환경오염물질 처리에 대한 방사선 이용기술의 전반적인 기술수준은 선진국에 비해 30%~70%에 불과하며, 핵심설비의 설계기술 및 부품제조기술 등은 여전히 외국기술에 의존하고 있다. 또한, 핵심사후처리기술과 사전오염예방기술에 있어서도 상대적으로 낙후되어 있으며, 민간의 경우 원천 및 요소기술의 자체 개발보다는 외국기술의 응용 내지 단순도입하고 있는 실정이다.

3. 연구사례 평가

방사선을 이용한 폐수처리기술은 한국이 선도적인 입장에 놓여 있다. 국내의 경우 한국원자력연구소의 기술자문을 통하여 최근 대구염색공단에 10,000 톤/일 규모의 전자빔을 이용한 염색폐수처리플랜트가 건설 및 시운전 되고 있다. 이러한 기술력과 경험을 바탕으로 지난 수년간 방사선을 이용한 하수슬러지 처리 및 재활용기술 기반이 확립되었다.

한편 그동안 국내에서는 하수슬러지에 함유되어 있는 병원성 미생물의 2차적인 오염을 차단하기 위한 대체기술과 관련된 기술개발이 전혀 이루어지지 않은 상태이지만, 선진외국에서는 1970년대 후반부터 여러 가지 처리기술을 개발하여 왔다. 이는 병원성 미생물에 의한 2차 감염과 생물학적 안전성을 확보하기 위한 차원에서 이루어진 결과이며, 따라서 우리나라에서도 슬러지의 최종산물을 재활용하기 위하여 슬러지에 병원성 미생물 매개체가 생기지 않도록 하는 처리시설을 갖추거나 외부와 차단가능한 시설을 두고 병원성 미생물 매개체로 인한 병원균의 전염을 막을 수 있는 방안이 마련되어야 할 것으로 판단된다.

선진외국에서는 하수슬러지 중에 함유되어 있는 유기독성물질의 분해기술을 적용하여 이들 오염물질이 생물농축을 통하여 인축에 끼치는 영향을 최소화 하는 방안을 마련하고 있다. 그러나 불행하게도 현재 우리나라에서는 하수슬러지 중에 존재하는 유기독성물질에 대한 방안을 전혀 마련하지 못하고 있는 상태이다. 하수슬러지의 농경지 재투입율이 40~50%를 상회하는 선진외국에서는 공중 보건위생, 토양환경, 식물독성 및 내분비계 장애물질과 같은 여러 가지 제반 오염물질에 대한 사전처리가 이루어지고 있기에 가능한 것으로 판단된다. 따라서 우리나라에서도 하수슬러지의 자원화를 활성화 시키기 위해서는 반드시 하수슬러지에 함유되어 있는 유기독성물질의 분해를 위한 처리기술을 개발하여야 할 것으로 판단된다.

방사선 조사기술은 다른 살균 및 재처리 방법에 비해 많은 장점을 가지고 있음에도 불구하고 방사선의 안전성에 관한 일반 국민들의 이해부족으로 범용화 시키는데 많은 어려움을 겪고 있다. 따라서 유기성 폐자원의 처리과정에 환경친화적인 방사선 처리기술을 개발함으로써 방사선 조사에 대한 일반 국민의 의식 전환 및 수용성 확보에 큰 기여를 할 수 있을 것이다.

제 3 장 연구개발 수행내용 및 결과

제 1 절 방사선 이용 하수슬러지 탈수능 향상

1. 실험 재료 및 방법

가. 실험 재료

(1) 하수슬러지

본 연구에서는 D시의 하수종말처리장에서 발생하는 소화슬러지를 대상 시료로 이용하였다. 소화슬러지의 초기 특성을 Table 3-1에 요약하였다. 대상 슬러지의 고형분 함량(Total solid, TS)은 3.9~4.8 %의 범위였고 유기물 함량은 평균 53 % 였다. 초기 슬러지 특성의 변화를 최소화하기 위하여 대상 시료는 실험 직전 채취하여 사용하는 것을 원칙으로 하였고 실험은 상온에서 실시하였다.

Table 3-1. 소화슬러지의 특성

Item	Average
TS (%)	4.3
pH	6.9
SCOD _{cr} (mg/L)	77.1
DOC (mg/L)	42.4
TVS/TS (%)	53.7
Temperature (°C)	25.7

(2) 물리개량제

서해안과 남해안 일대에서 수거한 극피동물문 불가사리과의 별 불가사리와 아무르 불가사리 및 조개껍질 등을 불순물 제거를 위해 상수와 증류수를 이용하여 수회 세척 후 건조 및 열처리 및 분쇄과정을 거쳐 분말을 소화 슬러지에 첨가하여 탈수하였다. 제조한 불가사리 및 조개껍질 분말의 무기성분 함량 측

정은 ICP-MS(Varian, Ultramass 700)로 측정하였으며, 그 결과를 Table 3-2에 요약하였다. 불가사리의 완전 건조를 위해 105℃에서 4시간 열풍건조 하였으며, 온도별 개량효율 평가를 위해 700℃까지 순차적으로 4시간 동안 열처리 하여 제조하였다. 불가사리 및 조개껍질의 분쇄는 기존에 알려진 슬러지 개량제의 최적 입경인 20~80 mesh 범위에 속하는 분말로 만들기 위해 분쇄 후 50 mesh로 체가름 하였다.

Table 3-2. 불가사리와 조개껍질의 무기성분 함량 (mg/L)

Elements	Shell	Starfish
Al	203	188
Ca	703, 707	264, 522
Fe	2, 425	1, 164
K	324	9, 444
Mg	344	21, 467
Na	9, 115	19, 573
Si	172	102

나. 실험방법

(1) 전자선 조사

전자선조사를 위해 1.5 MeV의 전자선 가속기(ELV-4 Model, EB Tech. Co.)를 사용하였다. 전자선의 투과 깊이를 고려하여 평판(Pyrex Co.)에 대상 슬러지를 5 mm 이하의 두께로 펼쳐 조사하였다. 전자선의 조사선량은 0 ~ 50 kGy 범위에서 조사하였다.

(2) 분석방법

하수슬러지의 탈수능 변화에 대한 전자선 조사의 영향을 관찰하기 위해 소화 슬러지에 전자선을 조사하였으며, 물리개량제의 영향을 평가하기 위하여 불가사리 분말을 3 g/100 mL sludge 의 양으로 첨가하여 30 분간 슬러지와 교반하여 실험을 수행하였다. 현재 하수처리장에서 주로 사용하고 있는 양이온계 고분자

응집제인 SC-050(Songwon Co.)을 첨가하여 Jar tester를 이용한 응집과정을 거쳐 벨트형 탈수기(유천, SP-1000)를 이용하여 슬러지를 탈수하였다. 탈수 후 슬러지 케이크의 함수율의 측정은 Standard method 2540 에 준하여 측정하였다.

슬러지의 탈수특성을 간접적으로 측정하기 위하여 CST (Capillary Suction Time) 장치를 이용하였다. Type 304B Capillary suction timer (Triton Electronics Ltd., UK)를 이용하여 stainless funnel (L=1.8 cm, Φ=5mm) 에 시료 3 mL를 주입하여 CST 여지 (Triton Electronics Ltd., UK) 에 흡수되어 측정된 값을 구하였다. CST는 여과지의 일정 거리를 슬러지의 수분이 전파되어지는 시간을 측정하는 것으로 일반적으로 CST 값이 낮은 슬러지일수록 여과성과 탈수성이 우수한 것으로 평가된다.

제타전위차를 측정하여 전자선 조사에 따른 슬러지 입자 표면의 특성변화를 관찰하였다. ZetaPlus (Brookhaven Instrument Co. U.S.A.)를 이용하여 0, 6, 10, 20, 30 kGy의 선량으로 각각 조사하였을 때 슬러지 입자의 제타전위차를 측정하였다. 100 μL의 슬러지를 초순수로 50배 희석하여 시료 분석에 사용하였다.

(3) 통계적 모델링을 이용한 탈수영향 인자 평가

실험 결과를 이용한 실험적 모델링을 하기 위해 3-변수, 3-준위의 통계적 실험양식인 Box-Behnken 모델을 사용하였다. 이 모델은 슬러지 탈수에 영향을 주는 두 개 또는 그 이상의 요소에 대한 영향을 동시에 평가하는 데에 효과적인 방법이다. 모델의 3가지의 독립변수와 그에 따른 3-준위는 Table 3-3과 같이 설정하였다. 실험 디자인과 통계적 분석을 통한 실험적 모델링을 함으로써 세 가지 독립변수의 범위 내에서의 전자선 조사에 의한 슬러지 함수율을 예측할 수 있다. 실험 결과를 이용하여 다음 식을 계산하면 슬러지 케이크 내 수분 함량에 대한 예측치를 얻을 수 있다.

$$\text{함수율 (\%)} = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_{11}X_1^2 + b_{22}X_2^2 + b_{33}X_3^2 + b_{12}X_1X_2 + b_{13}X_1X_3 + b_{23}X_2X_3$$

여기서, b_0 : 상수항의 회귀계수값

b_{11}, b_{22}, b_{33} : 제곱항의 회귀계수값

b_{12}, b_{23}, b_{31} : 상호작용항의 회귀계수값

X_1, X_2, X_3 : 실험변수

Table 3-3. 3-변수, 3-준위의 통계적 실험 디자인

Variables	Coded levels		
	-1	0	1
X ₁ , pH	5	7	9
X ₂ , Dose (kGy)	0	3	10
X ₃ , TS (%)	4	6	8

2. 방사선 조사에 의한 탈수 특성

가. 슬러지 입자의 분해

슬러지의 분해는 슬러지 처리의 여러 측면에서 긍정적인 효과를 가져온다. 섬유상 플록이 분해되면 침강특성을 양호하게 한다. 특히 소화 전단계에서 미생물이 분해될 경우 유출되는 유기질은 혐기성 및 호기성 소화에 유용한 물질로 사용될 수 있다. 기존에는 주로 분쇄, 고압, 초음파, 전기, 원심력 등을 이용하는 방법에 의하여 슬러지 입자를 파괴하였다. 본 연구에서는 전자선을 이용한 슬러지 파괴를 측정하고자 하였다.

전자선 조사에 따른 슬러지의 입자 파괴정도를 확인하기 위하여 G. Lehne 등이 제안한 COD 분해도 (DI_{COD}) 를 측정하였다. 아래 식에 따라 전자선 조사에 따른 COD 분해도를 계산하여 Figure 3-1에 도식하였다. COD 분해는 5 kGy 까지 급격히 증가되었으며, 10 kGy 이상 조사하였을 경우에는 완만한 속도로 증가하였다. 이는 전자선을 조사하였을 때 슬러지 입자가 파괴되어 COD의 발생량이 증가하는 것을 시사한다. 또한 슬러지 파괴의 다른 척도로 전자선 조사 후 슬러지 여액의 탁도 변화를 측정하였다. 여액의 탁도 역시 조사선량에 비례하여 증가함을 알 수 있다. (Figure 3-2 참조)

$$DI_{COD} = \frac{COD_{Irradiated} - COD_0}{COD_{NaOH} - COD_0}$$

$COD_{Irradiated}$: 전자선 조사 후 슬러지의 COD

COD_{NaOH} : 1 N NaOH와 슬러지를 1:1의 비율로 혼합후 90℃에서 10분간 가열 후 분해된 COD

COD_0 : 사용된 초기 시료 슬러지의 COD

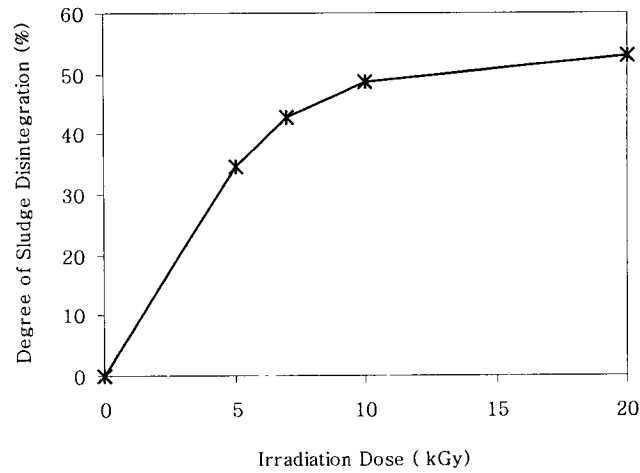


Figure 3-1. 방사선 조사량에 따른 슬러지 분해

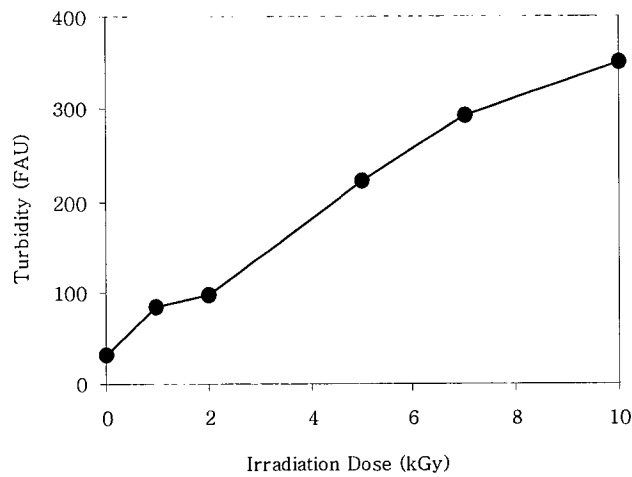


Figure 3-2. 방사선 조사량에 따른 여액의 탁도 변화

Table 3-4에는 하수슬러지 파괴에 따른 입자 내 유기물의 용출을 측정하여 슬러지에 전자선을 조사하여 그에 따른 제반 물리화학적 성상변화의 결과를 나타내었다. 전자선 조사는 1, 3, 6, 10 kGy의 4가지 조건으로 실시하였으며 대조군으로 Control(미조사)을 두어 전자선조사 시료와 물리화학적 성상 변화를 비교 평가하였다. 전자선 조사 후 pH 및 TS, TVS에는 거의 변화가 나타나지 않은 반면, 슬러지를 구성하고 있는 박테리아에 존재하는 탄수화물이나 단백질은 비교적 쉽게 분해되는 것을 알 수 있다. 특히 단백질은 세포벽에 의해 차단되어 있

으므로 분해가 용이하지 않은 것으로 알려져 있다. 그러나 전자선 조사 시 단백질의 용출량이 증가하는 것은 슬러지 입자뿐만 아니라 미생물의 세포벽까지 파괴되는 것을 나타낸다.

Table 3-4. 방사선에 의한 슬러지의 물리화학적 특성 변화

Items	Irradiation Dose				
	0kGy	1kGy	3kGy	6kGy	10kGy
pH	6.85	6.81	6.79	6.79	6.78
TS(%)	1.17	1.15	1.16	1.14	1.18
TVS(%)	0.57	0.58	0.6	0.57	0.62
mg S-Protein Solubilized/g TVS	44	132	184	234	283
mg S-Carbohydrate Solubilized/g TVS	9	48	74	99	124

나. 방사선에 의한 슬러지의 탈수능 향상

전자선을 0~20 kGy의 선량으로 조사하였을 때 슬러지 케이크의 수분 함량이 7 % 정도 감소하였다. (Figure 3-3 참조) 전자선의 강한 에너지가 슬러지 입자를 파괴하여 입자 내부의 수분이 유출되어 탈수공정에서 제거 되는 것으로 판단되며, 이는 COD 분해 및 조사 후 슬러지의 성상변화 실험 결과와 일치하는 경향을 나타낸다.

전자선 조사 후 슬러지 표면특성 변화를 관찰하기 위하여 제타전위를 측정하였다. 0~30 kGy의 범위에서 조사하였을 경우 전자선 조사에 따른 제타전위는 1~9 mV의 범위로 증가하였다. (Figure 3-4 참조) 제타전위는 용액의 조건과 전기적 이동성을 이용하여 입자 분산의 안정도를 측정하는 것으로 이처럼 전자선 조사에 의해 제타전위가 증가한 것은 음전하를 띠는 세포표면의 점성 고분자 물질이 전자선에 의해 분해되어 표면전하가 감소하는 것을 시사한다. 또한 이러한 제타전위의 증가는 전자선의 조사가 입자간의 반발력을 감소시켜 응집 및 탈수를 용이하게 하는 개량의 효과를 가져다 주는 것으로 이해할 수 있다.

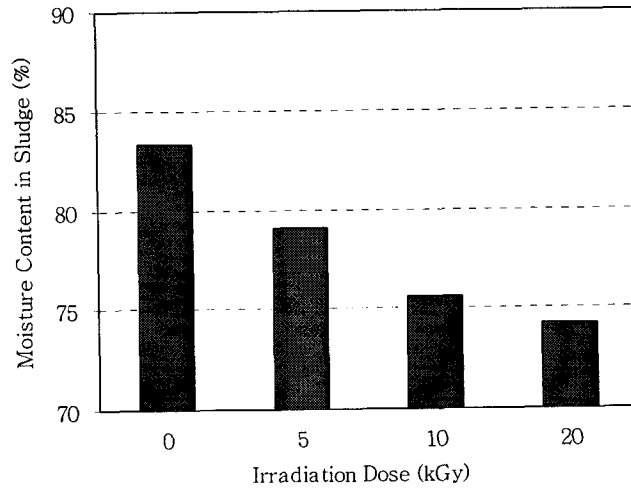


Figure 3-3. 방사선에 의한 슬러지 함수율 저감

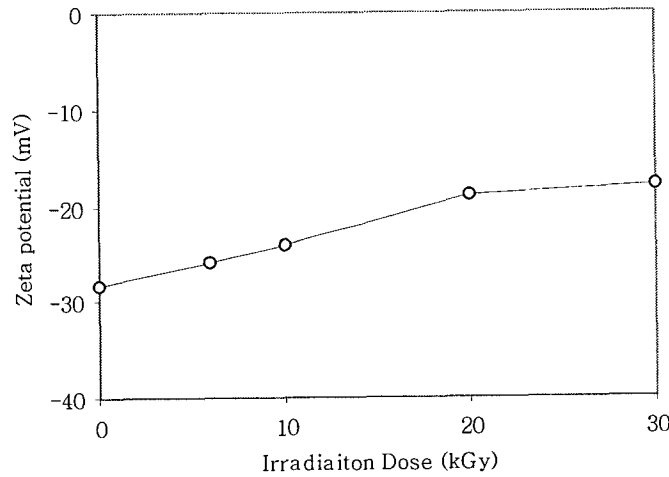


Figure 3-4. 방사선에 의한 제타전위의 변화

다. 슬러지 탈수 영향인자 평가

pH, TS, 그리고 조사선량을 변화시키면서 슬러지 탈수에 대한 영향인자를 Box-Behnken 모델을 이용하여 평가하였다. (Figure 3-5a, 5b) pH는 각각 5.0, 7.0, 그리고, 9.0으로 조절하였으며 pH가 낮을수록 함수율도 감소하는 경향을 나타내었다. 비록 pH에 의한 영향이 크게 나타나지 않았지만 pH가 낮아질수록 음전하를 띠는 슬러지 입자 표면의 전하가 증가하여 슬러지의 응집효율이 향상

되는 것으로 판단된다. 조사선량은 실험에 고려한 다른 인자들보다 슬러지 탈수에 대한 영향이 가장 크게 나타났다(Figure 3-5(a)). 실험적 모델링 결과를 통하여 3 kGy이하의 조사선량에서 탈수능이 비교적 급하게 증가하다가 조사선량이 3 kGy 이상 증가할 경우 완만하게 증가하는 경향을 나타냄을 알 수 있었다. 이 실험 결과는 5 kGy 이하의 조사선량에서 전자선 조사에 의해 슬러지가 급격히 파괴되는 실험결과와 일치하며, 전자선 조사에 의한 슬러지 분해를 통해 일정량의 수분이 슬러지 입자 외부로 유출되는 것으로 기작을 설명할 수 있다. 특히 3 kGy 이상 조사할 경우 슬러지 케이크의 수분 함량을 저감 시킬 수 있을 뿐만 아니라, 병원성 미생물 사멸의 복합적 효과를 얻을 수 있을 것으로 기대된다. 슬러지 탈수에 대한 TS의 영향은 Figure 3-5(b)에 나타내었다. TS는 pH와 조사선량보다 슬러지 탈수에 대한 영향이 적게 나타났으며, 이는 전자선 조사에 의한 슬러지 전처리 공정은 TS 부하량에 크게 영향을 받지 않음을 시사한다.

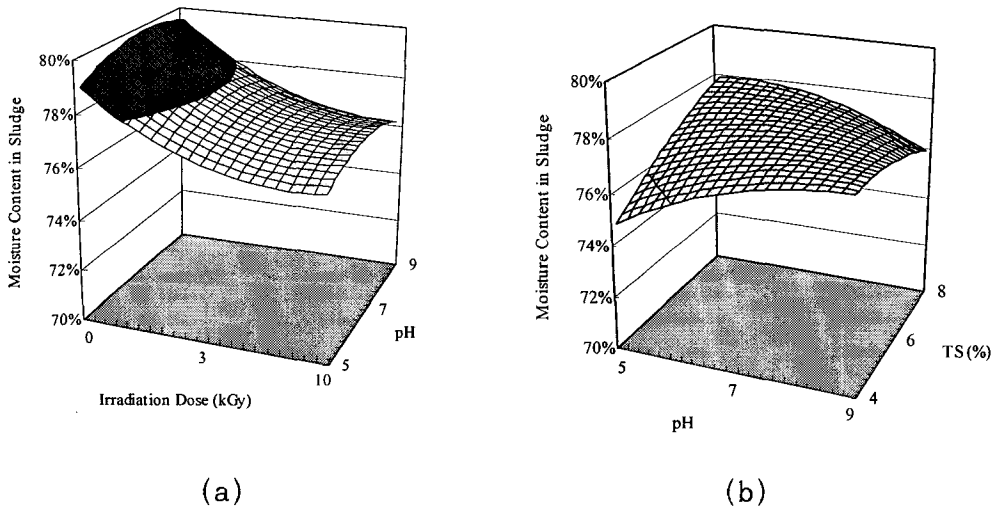


Figure 3-5. 슬러지 탈수에 대한 pH, 조사선량, 총고형분 농도의 영향

; (a) 조사선량과 pH의 영향, (b) pH와 총고형분 농도의 영향

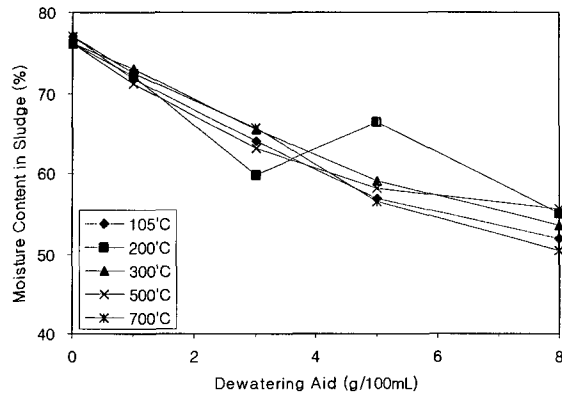
3. 최적 슬러지 탈수 개량제 개발

가. 불가사리와 조개껍질을 이용한 슬러지 개량

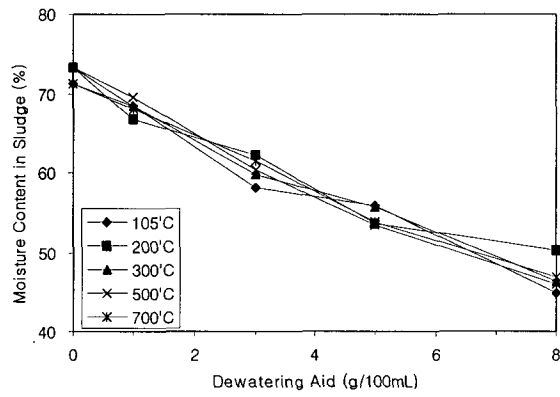
Figure 3-6, 7에 50mesh 이하의 불가사리 및 조개껍질 분말을 개량제로 사용하여 소화슬러지 100mL에 대하여 각각 0, 1, 3, 5, 8g 첨가했을 때의 함수율 변화를 나타내었다. 불가사리 및 조개껍질은 각각 105, 200, 300, 500, 700°C에서 열처리 하여 처리 온도 변화에 따른 슬러지 개량효과를 평가하고자 하였다.

초기 함수율이 76~77%인 소화슬러지에 조개껍질을 개량제로 첨가한 후 상대 원심력 3,700G에서 20분간 원심분리 할 경우, 열처리 온도에 따라 함수율이 50~56%로 감소하여 약 20~25%의 수분이 저감되는 효과를 얻을 수 있었다. 또한 현재 대부분의 도시하수처리장에서 사용되고 있는 벨트프레스에 대한 개량제의 탈수효능을 측정하기 위하여 유사한 기종인 유천 SP-1000 모델을 사용하여 조개껍질 첨가 후 함수율 변화를 측정한 결과 초기 함수율 71~73%에서 45~50%로 23~27%의 수분이 저감되었다. 반면 불가사리 분말을 첨가한 후 원심분리 하였을 때, 초기 함수율 76~77%에서 52~59%로 18~25%의 수분이 저감되었다. 또한 벨트프레스를 이용하여 탈수하였을 때 초기 함수율 71~73%에서 50~54%로 19~24%의 수분이 저감되었다.

분말의 처리온도와 소화 슬러지의 함수율 변화에는 뚜렷한 상관관계가 관찰되지 않아 처리온도에 대한 영향은 무시할 수 있는 것으로 판단된다. 또한 전반적으로 조개껍질을 개량제로 첨가하였을 때 불가사리를 첨가한 경우보다 탈수 증진이 약간 더 양호한 것으로 관찰되었다. 이는 탈수개량제의 무기성분 분석에 나타내었듯이 조개껍질에 다량의 칼슘이 함유되어 있어 슬러지와 반응하여 일정량의 수분을 흡수하여 조개껍질 분말을 개량제로 사용하였을 때 탈수 증진이 양호해 지는 것으로 판단된다.

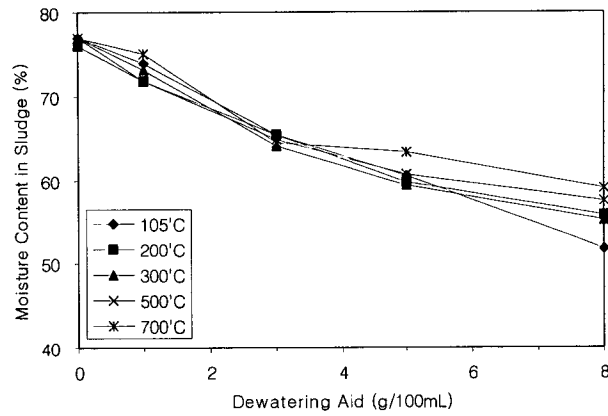


(a) 원심분리

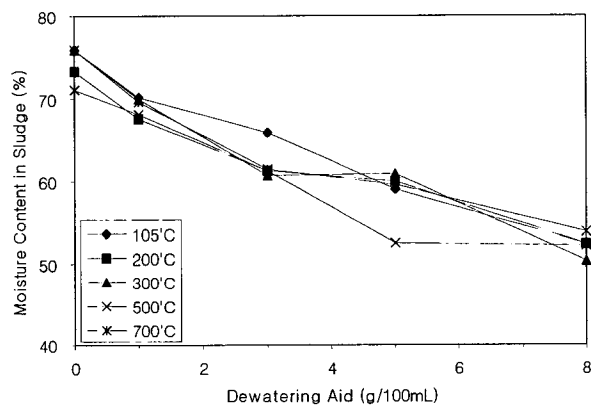


(b) 벨트형 탈수기

Figure 3-6. 조개껍질 분말을 첨가하여 (a)원심분리와 (b)벨트형탈수 후의 슬러지 함수율



(a) Centrifuge



(b) Belt press

Figure 3-7. 불가사리 분말을 첨가하여 (a)원심분리와 (b)벨트형탈수 후의 슬러지 함수율

나. 탈수특성 평가

슬러지의 탈수특성 또는 여과특성을 측정하는 방법으로 여과비저항(SRF, Specific Resistance to Filtration)이 널리 사용되어 왔으나 실험방법이 복잡하고 측정에 많은 시간이 요구되는 등의 단점이 있어, 본 실험에서는 Capillary suction timer (CST)를 이용하여 슬러지의 탈수성 측정하였다.

불가사리 또는 조개껍질 분말을 첨가하지 않았을 때, 초기 CST는 87 sec로 나타났다. 그러나, Figure 3-8에 나타내었듯이 불가사리를 1, 3, 5, 8 g/100mL Sludge의 양으로 첨가하였을 때, 첨가량 변화에 따라 최고 193 sec까지 증가하는 경향을 나타내는 반면, 조개가루를 동일한 양으로 첨가하였을 때에 CST는 최고 56 sec까지 감소하였다. 이는 개량제 첨가 후 함수율 변화 측정실험과 일치하는 것으로 상대적으로 무기질이 많이 함유되어 있는 조개껍질이 슬러지 탈수 증진 측면에서 효과적인 것임을 시사한다.

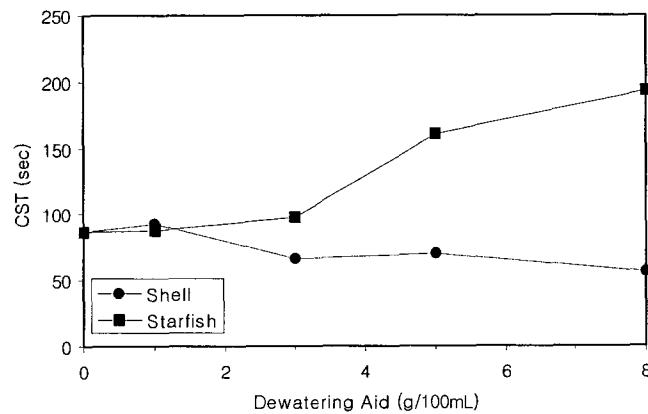


Figure 3-8. 물리적 탈수개량제 첨가에 따른 CST의 변화

다. 불가사리와 조개껍질 혼합물에 의한 탈수 개량

두 가지 개량제의 탈수 증진 특성을 직접적으로 비교하기 위하여 105°C에서 열처리 한 불가사리와 조개껍질을 각각 4:0, 3:1, 1:1, 1:3 그리고, 0:4의 비율로 혼합하여 4g/100mL의 양으로 첨가하여 비교실험을 수행하였다. (Figure 3-9 참조) 원심분리와 벨트프레스 방법으로 탈수하였을 때 조개껍질 분말의 양이 증가할수록 소화 슬러지의 탈수는 증진되는 결과를 얻을 수 있었다. 이는 조개껍질에는 수분과 반응하기 쉬운 무기물 성분이 비교적 많이 분포하기 때문인 것으로 판단된다.

Figure 3-10에는 이들 개량제의 혼합물을 소화 슬러지에 첨가하였을 때의 CST 측정결과를 나타내었다. 불가사리와 조개껍질의 혼합비율이 4:0일 경우의 CST는 초기 CST보다 높게 나타났으나 조개껍질 분말의 혼합비율이 증가할수록 CST가 감소하여 탈수특성이 향상되는 것을 확인할 수 있으며, 이는 기계적 탈수 후 함수율

측정결과와 일치하는 경향을 보여준다. CST는 일반적으로 탈수능을 간접적으로 측정할 때 이용되어지는 방법으로 알려져 있으나 이는 실제 탈수장치를 운전하기 어려운 경우 사용되어지는 결과일 뿐 CST, SRF와 탈수능과는 큰 연관성이 없다는 연구결과도 발표된 바 있다. 본 연구에서도 실제 탈수장치를 운전하여 얻은 케이크의 함수율의 경우에는 열처리 온도에 따른 영향이 거의 없는 것으로 확인되었으나 CST 측정값에서는 이와 상이한 결과를 얻었다. 하지만 불가사리 분말 첨가에 따른 최적응집제 투여량 측면에서 열처리를 할 경우 열처리 온도가 증가함에 따라서 응집공정에서 투여되는 응집제의 양이 줄어드는 경향이 나타났다.

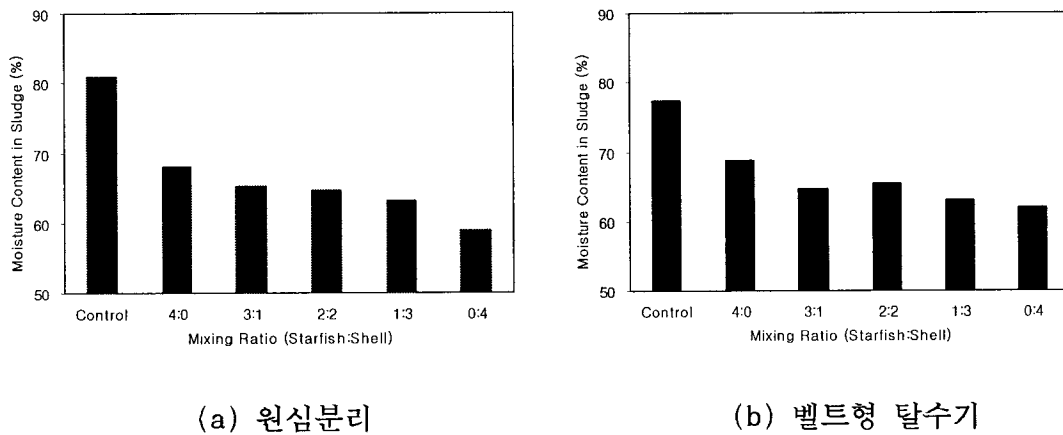


Figure 3-9. 불가사리 분말과 조개껍질 분말을 혼합 첨가하여

(a)원심분리와 (b)벨트형탈수 후의 슬러지 함수율

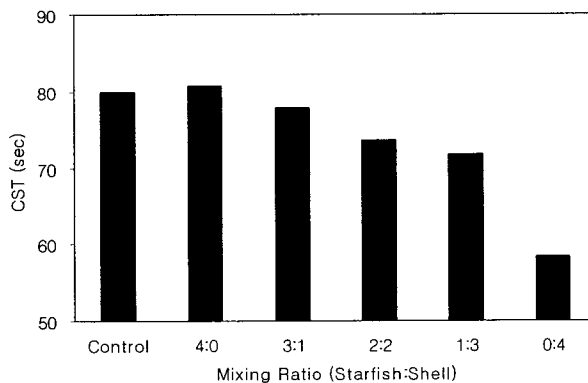


Figure 3-10. 불가사리 분말과 조개껍질 분말을 다른 비율로 혼합하여

물리개량제로 4g/100mL 주입했을 때의 CST 변화

라. 탈수 개량제 비교

불가사리 및 조개껍질의 개량제로서의 타당성을 검토하기 위하여 널리 사용되는 개량제 중의 하나인 석회를 대조군으로 이용하여 세 가지 개량제에 대하여 벨트프레스를 이용하여 탈수 증진 비교 실험을 수행하였다. (Figure 3-11 참조) 불가사리 및 조개껍질 분말은 탈수 전단계에 첨가하면 슬러지 케익의 함수율을 저감시킬 수 있을 뿐만 아니라, 폐수산자원을 슬러지 개량에 이용하므로 폐기물의 재활용 측면에서도 큰 효과를 얻을 수 있을 것으로 기대된다.⁵⁾ 개량제를 슬러지 시료 100 mL에 대하여 0, 1, 3 그리고, 5g의 양으로 첨가하였을 때, 석회와 조개껍질은 오차범위 내에서 유사한 탈수 증진 효과를 얻을 수 있었으며, 불가사리를 첨가하였을 경우 최종 함수율이 다소 높게 측정되었다. 이는 수분과 반응할 수 있는 조개껍질과 석회의 화학적 조성이 유사하기 때문에 유기물이 많은 불가사리 보다 상대적으로 탈수 증진 효과가 큰 것으로 판단된다.

그러나, 휘발성유기물 또는 가연분 함량을 비교하면, 석회와 조개껍질 분말의 휘발성유기물은 각각 3%와 14%로 함량이 적은 반면 불가사리 분말의 경우 그 함량이 68%로 매우 높다. 따라서 현재 선진국에서 슬러지의 재활용 또는 최종처리로 사용하는 소각이나 퇴비화 등의 후속 공정을 고려할 경우 조개껍질 보다 불가사리를 슬러지 탈수 증진에 대한 개량제로 이용하는 것이 바람직할 것이다.

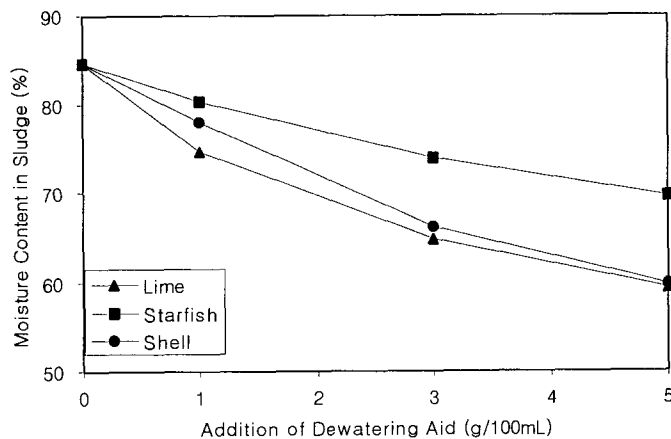


Figure 3-11. 물리적 탈수개량제로 석회, 불가사리 분말, 조개껍질 분말을 사용했을 때의 슬러지 함수율 비교

제 2 절 방사선 이용 하수슬러지 재활용 기술

1. 실험방법 및 재료

가. 미량 유기독성물질 제거

실험에 사용한 다환방향족탄화수소류는 각각 naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo(a)anthracene, chrysene, Benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene 이었으며 다환방향족탄화수소류가 포함된 표준용액(LV15801, Supelco사)을 증류수에 각각 500, 1000, 500, 100, 50, 50, 100, 50, 50, 50, 100, 100 ppb의 농도로 희석하였다. 방사선을 조사하기에 앞서 시료를 산소분위기에 노출시키고, 상기 다환방향족탄화수소류의 증발을 방지하기 위하여 상기 시료용액을 10 mL 유리병에 상부의 공간(headspace)이 생기지 않도록 채운 후, 밀봉하였다.

방사선을 흡수선량 기준으로 각각 10, 15, 20, 25 kGy로 방사선의 조사량을 달리하여 조사한 후, 수용액 중의 다환방향족탄화수소류의 농도를 GC/FID와 GC/MS (SIM mode)를 이용하여 정량분석하였다.

방사선을 이용한 항균제의 분해실험을 위하여 Cefaclor를 30 mg/L의 농도로 조제한 수용액 및 Oxytetracycline을 50 mg/L의 농도로 조제한 수용액을 각각 0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.6, 0.8, 그리고 1 kGy의 선량으로 방사선 조사하여 분해실험 수행하였다. 조사선량에 따른 항균제의 농도변화는 HPLC(Hewlett Packard 1050 series)를 이용하여 정량분석하였다.

나. 독성물질 분해산물의 급성독성 평가

유기독성물질의 방사선 조사 후 생성되는 분해산물의 독성을 평가하기 위하여 물벼룩(*Daphnia magna*)을 이용하여 급성생태독성을 평가하였다. 사육 및 희석수로 사용된 배지는 OECD Guideline 202에서 제시된 방법에 따라 조제한 M4배지를 사용하였으며, 순수 클로렐라를 주입하여 배양하였고, 생후 24hr 이내의 것을 취하여 사용하여 독성평가의 정확성을 기하였다. 물벼룩에 시험물질을 5단계 농도로 48시간 노출시킨 후 물벼룩의 유영저해를 관찰하였다. 관찰값을 Trimmed

Spearman-Karber method와 Probit method를 사용하여 EC50값으로 산정하고 TU(Toxic unit = 100% / EC50)로 환산하여 조사량 변화에 따른 TU 값을 비교하여 독성물질의 제거효율을 관찰 하였다.

다. 하수슬러지 미생물 멸균

D시의 하수종말처리장에서 하수처리 공정별로 발생하는 1차슬러지, 잉여슬러지, 농축슬러지, 그리고, 소화슬러지를 대상으로 Grap Sampling 하여 평판집락법으로 계절에 따른 중온성 일반세균과 대장균의 분포를 측정하였다. 또한 방사선을 1~20 kGy로 조사하였을 때, 활성슬러지와 농축슬러지를 대상으로 일반세균 및 대장균의 개체수를 측정하여 방사선에 의한 미생물 멸균특성을 평가하였다.

라. 하수슬러지 퇴비화

유기성 폐기물은 G시 하수처리장의 농축슬러지를 사용하였고, 탄소원 및 팽화제로는 짚단과 톱밥을 각각 이용하였다. 농축슬러지를 벨트형 탈수기(유천, SP-1000)를 이용하여 탈수한 후 전자선을 조사하여 퇴비화를 수행하였다.

퇴비화 실험은 함수율, pH 그리고 C/N 비가 비슷하도록 슬러지 및 팽화제의 양을 조절하였다. 수분함량은 퇴비화를 위한 최적 조건인 55~60%, C/N 비는 25~40으로 조절하였고 공기공급은 1.0 l/min·kg VS의 유량으로 일정하게 공급하였다. 유기물 분해와 온도 상승이 급격히 일어나는 주 발효공정에 초점을 두어 전체 퇴비화 운전기간은 60일로 하였다. Standard Methods, 수질오염공정시험법 및 토양화학분석법에 준하여 분석을 실시하였다. 총유기탄소함량은 Tyurin 법, 질소함량은 Kjeldahl 법을 이용하여 분석하였다. 미생물의 활동도 측정은 시료에 INT[INT = 2-(p-iodophenyl) -3-(p-notrophenyl)-5-phenyl-tetrazolium chloride)]를 가하여 흡광도법으로 분석하였다.

마. 하수슬러지 이용 식물생장 증진제 제조

토양시비를 위한 시료는 D시 하수처리장의 소화슬러지를 탈수하여 사용하였다. 20 kGy의 흡수선량으로 감마선을 조사한 하수슬러지를 비가림 하우스 내에

서 약 3주 정도 건조시켜 함수율을 20% 이하로 하였다. 건조된 하수슬러지를 5 mm 이하의 크기로 분쇄하여 고추와 당근에 대한 재배실험을 수행하였다. 대상작물 2종, 처리구 5종, 시비량 3종, 3반복실험 등 총 90 처리구에 대한 재배실험을 수행한 후, 고추의 경우는 주당 청과종과 주당 청과수를 당근의 경우는 엽장 및 근장을 각각 측정하였다. 하수슬러지 처리량은 일반 부산물비료 추천시비량인 4,000 kg(4 ton)/10a을 기준으로 2, 4, 6 ton/10a로 하였다.

토양 pH는 토양과 증류수의 비율을 1:5로 희석한 현탁액에서 pH meter(TOAHM-20S)로 측정하였으며, 유기물은 walkley-black법, 총인산은 vanado-molybdate법, 유효인산은 bray No. 2법, 치환성 양이온은 토양 10g을 1M-NH₄OAc(pH : 7.0)에 의한 침출 후 원자흡수분광광도계를 이용하여 분석하였다. 질산성질소는 brucine법, 암모니아성질소와 총질소는 kjeldahl법으로 측정하였다.

바. 하수슬러지로부터 탄소원 회수 및 고도처리 시범시설 개발

(1) 실험재료

본 연구에서 사용한 슬러지는 J시 하수종말처리장의 2차침전지에서 발생된 폐활성슬러지(waste activated sludge)를 채취하여 2시간동안 중력침전 후 원심분리기로 상등수를 제거한 하수슬러지 시료를 실험에 사용하였다. 본 연구에 사용된 하수슬러지의 성상은 pH 6.3~6.8, TSS 11,000~16,000mg/L, TCODcr 11740~14,740mg/L, T-N 42~88mg/L, T-P 34~42mg/L로 측정되었다.

(2) 실험방법

하수슬러지로부터 외부 유기탄소원을 회수하기 위하여, 오존처리, 알칼리처리, 감마선처리를 수행하였다. 오존처리는 Ozonia사의 Ozone generator (Model CFS-1A)를 사용하였다. 효율적인 오존접촉을 위하여 직경 5cm, 높이 70cm의 아크릴재질의 원통형 오존접촉조를 사용하였고, 바닥면 전체에 산기판을 설치하여 효과적인 오존접촉이 이루어지도록 하였다. 알칼리처리는 10N NaOH 용액을 사용하여 원하는 pH로 조정한 후 2시간동안 교반하여 충분히 반응하도록 하였다.

H₂O₂ 농도 변화와 gamma ray 변화에 따라서 생성되는 유기 탄소원의 변화를 확인하기 위하여 MERCK사의 30% H₂O₂를 이용하여 26.5mM, 88.2mM, 176.5mM, 264.7mM, 352.9mM로 H₂O₂ 주입농도를 변화하여 사용하였다.

방사선처리를 위해서 고준위 ⁶⁰Co source (MDS Nordion, Canada)를 이용하여 상온(20℃)에서 수행하였으며, 이 때 ⁶⁰Co source의 방사능은 300,000 Ci이었다.

(3) 회수 탄소원이용 고도처리 시범시설 운영

전공정의 시범시설 운영을 위한 효율평가를 위하여 회분식 탈질실험을 수행하였다. 회분식 탈질실험에 의한 탄소원 회수 방법에 따른 탈질효율 평가를 위하여 잉여슬러지를 20 kGy의 선량으로 방사선 조사하여 알칼리 및 과산화수소 처리한 후 원심분리 상등액을 탈질실험의 외부탄소원으로 사용하였다. 알칼리 처리는 잉여슬러지의 산도를 방사선 조사 후 pH 10으로 조절하였고, 과산화수소 처리는 방사선 조사 후 SCOD가 최적으로 증가하는 4 mL / 100 mL sludge의 양으로 처리하였다. 질소원으로서 NaNO₃를 사용하여 NO₃의 농도 100 mg/L로 하여 COD:NO₃ 비를 각각 1:1, 2:1, 4:1로 하여 회분식 탈질실험을 수행하였다. 이때 용존산소의 영향을 배제하기 위하여 질소폭기를 하였으며, 30℃의 온도에서 11시간동안 탈질실험을 수행하였다. 슬러지의 가용화를 위한 물리화학적 처리의 효율을 1차적으로 측정하기 위하여 TS, VS, SCOD, EPS (Extracellular polymeric substances) 등의 항목을 평가 하였다.

오수 고도처리 시범시설의 개발을 위하여 실제 하수처리장에서의 반응과정을 모사하기 위하여 생물학적 탈질반응기중의 하나인 MLE (Modified Ludzack Ettinger) 반응기를 제작하여 사용하였다. 기존 공정에서 사용되는 외부탄소원인 메탄올과 본 연구에서 하수슬러지로부터 회수된 탄소원에 대하여 동일 COD:T-N에 대한 생물학적 탈질반응의 비교연구를 수행하였다. 최적의 회수방법으로 결정된 알칼리전처리(pH 10)와 감마선조사(20kGy)로 얻어진 회수탄소원을 이용하였다. 합성폐수를 제조하여 COD:T-N 비(120:50, 200:50, 240:50, 300:50)에 따른 탈질효율을 확인하고, 실제 하수(J시 하수처리장)를 대상으로 안정적 생물학적 탈질처리 여부를 확인하여 기존 외부탄소원을 대체할 수 있는지를 확인하고자 하였다. 유입 NH₃-N의 농도저감 및 NO₃-N의 농도증감 여부를 확인하여

탈질효율을 확인하였고, 궁극적인 탈질효율은 T-N 농도로서 확인하였다.

(4) 분석방법

하수슬러지로부터 외부 유기탄소원의 회수특성을 조사하기 위하여 슬러지 가용화 처리 후 슬러지를 4000rpm에서 20분간 원심분리(VS-5000N, Vision Science) 후 상등액을 GF/C 여지(Whatman, USA)를 사용하여 고액분리하였다. 여과액에 대하여 SCODcr(soluble chemical oxygen demand), TCODcr(total chemical oxygen demand), BOD₅, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, T-N 등의 수질항목들을 APHA의 Standard methods에 근거하여 성장분석을 수행하였다. 이때, SCOD/TCOD 및 BOD₅ 값을 구하여 가용화도(solubility) 및 생물학적 이용가능성 향상 여부를 확인하였다. EPS 분석을 위해서 단백질 및 휴믹산 분석은 Modified Lowry 법을 이용하여 750nm에서 흡광도를 측정하였고, 탄수화물 분석은 Anthrone 법을 이용하여 620 nm에서 흡광도를 측정하였다.

2. 미량 유기독성물질 제거

가. 다환방향족탄화수소류 저감

(1) 다환방향족탄화수소류의 처리공정별 분포 특성

PAHs는 발암성, 돌연변이 유발성 및 유전독성을 지니기 때문에 이들에 의한 환경오염은 인간에게까지 영향을 줄 수 있는 잠재적인 위험요소이다. 따라서 방사선 조사기술을 이용하여 하수 및 폐수처리과정에 존재하는 환경독성물질인 다환방향족탄화수소류(PAHs)를 효과적으로 제거하는 기술을 개발하고자 하였다.

PAHs의 독성저감기술 개발을 위하여 D시의 하수슬러지에 존재하는 PAHs의 농도 분포를 분석하였다. (Table 3-5 참조) 단일물질별 분포는 pyrene > fluoranthene > naphthalene > chrysene 등의 순으로 분포하며, 하수슬러지 처리공정별 PAHs는 농축슬러지 > 소화슬러지 > 생슬러지 > 활성슬러지의 순으로 분포하였다. 이는 하수처리공정 중 농축과정에서 다량의 PAHs가 농축되고, 소화과정을 거치면서 PAHs가 분해되지 않고 하수처리의 전 공정에 다량으로 존재함을 의미한다.

Table 3-5. 하수슬러지 처리 공정별 PAHs 농도 (µg/kg)

PAHs	생슬러지	활성슬러지	농축슬러지	소화슬러지
Naphthalene	353.92	158.60	378.45	246.85
Acenaphthylene	N.D	N.D	N.D	N.D
Acenaphthene	N.D	N.D	N.D	N.D
Fluorene	N.D	N.D	N.D	142.15
Phenanthrene	298.03	110.96	299.23	343.61
Anthracene	66.49	58.58	78.56	74.79
Fluoranthene	347.59	135.14	396.00	372.65
Pyrene	545.42	490.34	743.20	544.48
Benzo(a)anthracene	120.56	103.22	179.53	122.29
Chrysene	218.47	230.34	330.80	232.98
Benzo(b)fluoranthene	137.06	156.10	205.36	149.85
Benzo(k)fluoranthene	147.67	168.03	218.34	148.82
Benzo(a)pyrene	100.48	101.99	141.97	89.28
Indeno(1, 2, 3-c, d)pyrene	112.62	104.13	161.39	104.04
Dibenzo(a, h)anthracene	N.D	N.D	N.D	N.D
Benzo(g, h, i)pyrene	155.80	160.35	229.19	163.60
Total	2604.13	1977.80	3362.02	2735.38

(2) 방사선에 의한 다환방향족탄화수소류의 분해

Figure 3-12는 방사선 조사선량 변화에 따른 다환방향족탄화수소류의 농도 감소를 보여준다. 방사선 조사량을 0~25kGy 흡수선량으로 변화시켜가며 농도 변화를 분석한 결과, 10 kGy의 방사선량을 조사한 경우 대부분의 시료 내 PAHs의 잔류량이 급격히 저감되었다. 항목별로는 25 kGy의 방사선량을 조사한 경우 naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorene 및 phenanthrene 등이 99% 이상 제거되었으며, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo(a)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene은 90% 이상, 그리고, benzo(a)anthracene, chrysene은 각각 73%와 68%가 제거 되었다.

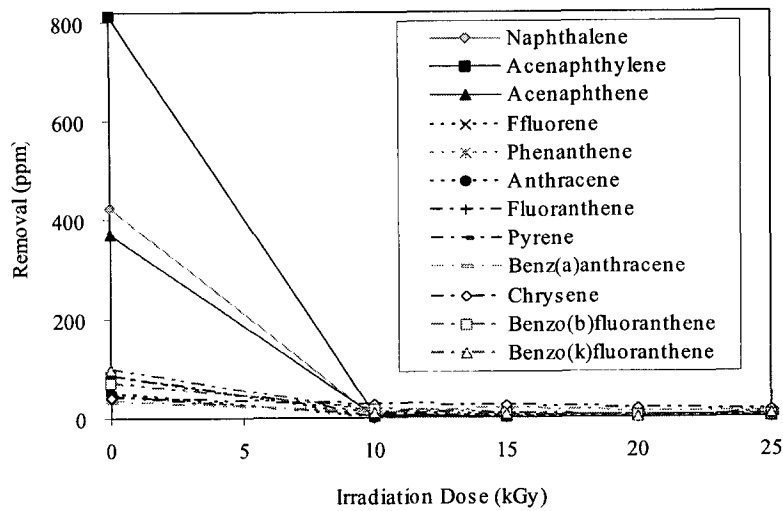


Figure 3-12. 방사선 조사에 의한 PAHs 분해

(3) 다환방향족탄화수소류 분해산물의 급성독성 평가

D. Magna를 이용한 급성독성실험을 통해 방사선 조사에 의한 PAHs의 분해산물의 생태독성평가 하였다. Table 3-6에 나타내었듯이 PAHs의 독성은 방사선 조사 선량이 증가할수록 감소하였다. PAHs 중 대표적인 발암물질인 benzo(a)pyrene의 독성실험 결과 1 kGy의 선량으로 조사할 경우 독성이 증가하였으나, 조사선량이 증가할수록 독성은 획기적으로 감소하는 경향을 나타내었다. 따라서, 방사선을 이용한 하수슬러지의 유기독성물질인 PAHs를 제거하는 방법은 독성물질의 무독화라는 측면에서 매우 효과적인 방법인 것으로 판단된다.

Table 3-6. 방사선 조사에 의한 PAHs와 Benzo(a)pyrene의 독성저감

Dose(kGy)	PAHs		Benzo(a)pyrene	
	EC50	TU	EC50	TU
0	36.60	2.73	59.65	1.68
1	45.53	2.20	36.69	2.73
5	64.29	1.56	105.75	0.95
10	61.56	1.62	366.32	0.27

나. 항생제 및 항균제 저감

최근 항균제는 인체에 투여하는 것뿐만 아니라 가축 사료 등에 다량 포함되어 공급되고 있어서, 항균제가 함유된 하폐수, 하폐수 슬러지, 인분, 가축분뇨 또는 음식물 쓰레기들이 자연 생태계에 그대로 노출되고 있으며, 특히 노출된 항균제에 의해서 유발된 항균제 내성 유전자가 병원균에 전이가 되어 결과적으로 인간에게 치명적인 위협이 되고 있다.

그러나 자연생태계에 최종 배출되는 항균제는 국내외에서 방류수 기준항목에 포함되어 있지 않고 그 화학적 구조가 안정하여 분해하기도 어렵다. 또한 분해 산물이 발암성 물질로 전환될 가능성이 있기 때문에 완전분해의 어려움이 있다. 특히 인분, 가축분뇨 또는 음식물 쓰레기 등은 퇴비화 및 사료화 과정에서 항균제의 독성으로 인하여 생물학적 부속이 어렵기 때문에 자원의 재활용이라는 측면에서도 한계가 있는 상황이다.

따라서, 본 연구에서는 자연생태계 및 환경오염물질 처리 부산물 중에 존재하는 다양한 항생제를 포함하는 항균제를 방사선을 이용하여 항균제를 완전 무기화(無機化, mineralization) 시키거나 그 독성을 제거하여 기존 하폐수 처리 시설의 생물학적 분해 효율을 극대화 시키는 것을 목적으로 실험을 수행하였다.

(1) 조사선량의 영향

가장 많이 투여되는 항균제 중에 하나인 Cefaclor을 30 mg/L, 가축에 많이 사용되는 Oxytetracycline을 50 mg/L의 초기농도로 하여 방사선에 의한 분해실험을 수행하였다. Table 3-7에 나타내었듯이 방사선을 0~1 kGy의 선량으로 조사하였을 때, 수용액 상태의 Cefaclor(30 mg/L)은 0.8 kGy이상 조사 시 완전하게 분해되었으며, 수용액 상태의 Oxytetracycline(50 mg/L)은 1 kGy 조사 시 90% 이상 분해되었다.

이를 통하여 방사선을 수용액에 조사하였을 때 수화학적 분해에 의하여 생성되는 하이드록실 라디칼이 항균제 물질의 무기화하는 데 효과적인 것임을 알 수 있다.

Table 3-7. 감마선 조사량에 따른 Cefaclor와 Oxytetracycline의 분해율 변화

조사선량 (Gy)	Cefaclor		Oxytetracycline	
	mg/L	C/C ₀	mg/L	C/C ₀
0	26.50	1.00	26.21	1.00
100	17.62	0.66	21.55	0.82
200	11.81	0.45	14.91	0.57
300	5.89	0.22	15.96	0.61
400	4.08	0.15	11.72	0.45
600	1.40	0.05	7.02	0.27
800	0.17	0.01	4.81	0.18
1000	0.00	0.00	3.48	0.13

C : 조사후 농도, Co : 조사전 농도

(2) 라디칼 포집가스를 이용한 항균제 분해율 향상

항균제를 함유하고 있는 처리 대상물질인 각종 하폐수 및 고형폐기물은 그 함유량이 저농도이고, 항균제 이외에도 매우 다양한 물질이 존재하고 있다. 특히 방사선 조사에 의하여 생성된 하이드록실 라디칼은 수화전자와 매우 빠르게 반응하여 일부가 소멸되어지기 때문에 방사선을 적정 선량 이상으로 조사해야만 만족스러운 분해결과를 얻을 수 있다. 따라서 다음 반응식과 같이 방사선 조사 시 적정량의 라디칼을 생성 및 유지시키기 위하여 라디칼 포집가스인 아산화질소 기체를 첨가하였다. 첨가된 수화전자와 하이드록실 라디칼 반응을 억제시켜 처리대상 물질 내에 하이드록시 라디칼이 다량 존재하게 되어 항균제의 분해효율을 높이도록 하였다.

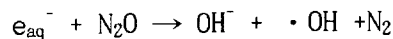


Figure 3-13, 14에는 각각 Cefaclor(30mg/L)와 Oxytetracycline(50mg/L) 수용액에 산소 또는 아산화질소 기체를 첨가하여 0~100 kGy의 방사선을 조사할 때의 TOC 변화량을 나타내었다.

Cefaclor를 다양한 선량의 감마선으로 조사하였을 때, 포집가스를 넣지 않고

조사하였을 경우 40 kGy에서 대략 45% 정도가 무기화 되었으나, 산소가스로 Cefaclor 수용액을 포화시킨 후 감마선 조사하였을 경우에는 10 kGy에서 60% 정도의 무기화가 이루어졌고 100 kGy 조사 시 90% 이상이 무기화가 되었다. 반면 아산화질소 가스를 첨가제로서 충전시킨 후 감마선 조사를 하였을 경우 20 kGy에서 100%에 가까운 무기화 효율을 보여준다. 또한 Oxytetracycline의 경우 가스 첨가제를 넣지 않고 감마선 조사만을 하였을 경우 40 kGy에서 대략 27% 정도의 Oxytetracycline가 무기화 되었고, 산소가스를 포화시킨 후 감마선 조사하였을 경우에 30 kGy에서 62% 정도의 무기화가 이루어졌다. 반면 아산화질소 가스를 첨가제로서 충전시킨 후 감마선 조사를 하였을 경우엔 30 kGy이상에서 100%에 가까운 무기화 효율을 보여주었다.

이는 아산화질소를 처리대상 물질에 용존시키는 경우 생성된 라디칼들이 항균제 뿐 만 아니라 처리대상 물질에 함유된 각종 유기화합물들에 라디칼을 전이하여 유기화합물질의 상호간 화학결합을 방지해 주기 때문에 방사선의 조사시간 및 조사량을 최소로 유지해도 높은 분해율을 얻을 수 있는 것으로 판단된다.

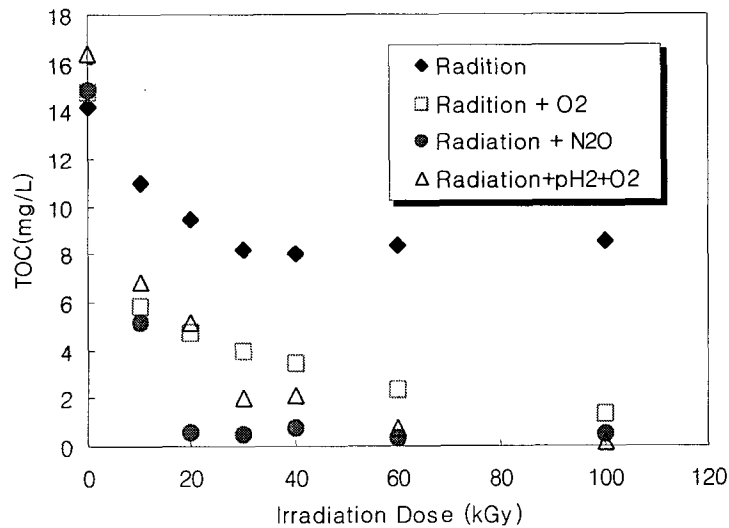


Figure 3-13. 산소 또는 N₂O 기체를 첨가여부에 따른 Cefaclor의 TOC 변화량

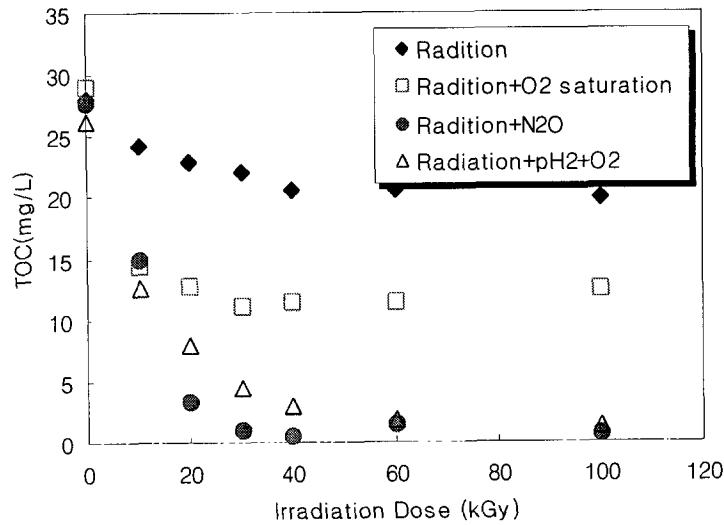


Figure 3-14. 산소 또는 N₂O 기체를 첨가여부에 따른 Oxytetracycline의 TOC 변화량

3. 하수슬러지 미생물 멸균

가. 미생물 분포 및 유기물 함량 특성

방사선을 이용한 미생물 멸균 특성을 알아보기 위하여 선행연구로 계절에 따른 대장균의 농도를 분석하여 슬러지 내에 존재하는 병원성 미생물의 특성을 분석하였다. 그 결과는 다음 Table 3-8과 같았으며 이를 계절에 따라 분석해 볼 때 높은 온도와 미생물이 증식하기 쉬운 환경인 여름의 경우 대체적으로 타 계절보다 대장균의 수가 높게 나타났다. 슬러지의 종류에 따른 대장균의 분포를 살펴보면 슬러지의 종류마다 개체수가 다소 차이를 보이나 일반적으로 1차 슬러지와 농축 슬러지에서 대장균 개체수가 많은 것으로 조사되었으며 소화슬러지의 경우는 슬러지 소화로 인한 대장균의 사멸로 타 슬러지 보다 대장균의 개체수가 현저히 낮게 측정되었다. 그리고 활성슬러지보다는 농축슬러지 내에 대장균이 더 많은 것으로 측정되었다.

한편 1차 슬러지 대비 활성슬러지의 대장균 분포는 봄, 가을, 겨울의 경우 1차 슬러지의 20~30%로 나타났으며 여름의 경우에는 약 55%의 높은 분포를 보였다. 이와 같이 1차 슬러지 보다 활성슬러지에서 대장균의 분포율이 낮은 이유는

대장균이 활성슬러지 공정에서 다른 미생물과의 경쟁관계, 부적응, 먹이관계 등의 요인에 기인한 것으로 사료되며 한편 여름철이 타 계절보다 높게 나타난 이유는 앞서 설명한 바와 같이 대장균 생장에 적합한 조건으로 인해 대장균의 활성이 증가함에 기인하는 것으로 판단된다. 또한 혐기성 소화조에서의 대장균 사멸율은 봄, 가을, 겨울에는 96~98%, 여름에는 91%로 나타났다.

Table 3-8. 계절에 따른 각 슬러지내의 대장균수 변화

월 별	슬러지의 종류	대장균수(CFU/ml)
4월~6월(봄)	1차 슬러지	630,000
	폐활성 슬러지	130,000
	농축 슬러지	740,000
	소화 슬러지	12,200
7월~9월(여름)	1차 슬러지	920,000
	폐활성 슬러지	510,000
	농축 슬러지	770,000
	소화 슬러지	70,000
10월~11월(가을)	1차 슬러지	810,000
	폐활성 슬러지	210,000
	농축 슬러지	690,000
	소화 슬러지	28,000
12월(겨울)	1차 슬러지	570,000
	폐활성 슬러지	170,000
	농축 슬러지	640,000
	소화 슬러지	15,400

나. 방사선에 의한 미생물 멸균 특성

방사선 조사를 통한 대장균 및 일반세균의 살균처리의 장점 중 하나는 공정이 매우 신속하게 이루어진다는 점이다. 현재 하수종말처리장은 대부분 대형화되어 있기 때문에 시간당 보다 많은 양을 신속하게 처리하는 것이 중요하다. 그 결과 Table 3-9에 나타낸바와 같이 1kGy의 낮은 선량에서도 일반세균, 대장균 모두 99.7% 이상의 제거율을 나타나 방사선조사가 슬러지 내 대장균, 일반세균의 사멸에 탁월한 것으로 나타났다. 특히 10 kGy의 선량으로 조사하였을 때, 일반세균 및 대장균 모두 99% 이상 제거되었다.

Figure 3-15는 방사선을 조사하지 않은 대장균 세포와 3 kGy로 방사선을 조사

한 대장균 형태의 SEM 사진 나타내었다. 방사선을 조사하지 않은 대장균 배양체의 세포는 외관상 뚜렷한 간균 구조를 보이나 3 kGy로 조사한 대장균은 표면에 방사선에 의한 손상의 흔적이 관찰되며 세포의 길이도 짧아진 것을 확인할 수 있다.

Table 3-9. 방사선 조사에 따른 슬러지내 미생물 멸균특성

조사선량 (kGy)	일반세균		대장균		
	CFU/ml	제거율(%)	CFU/ml	제거율(%)	
활성슬러지	0	1,300,000,000	0.000	375,000	0.000
	1	1,040,000	99.920	1,050	99.720
	3	460,000	99.965	330	99.912
	6	220,000	99.983	290	99.951
	10	77,000	99.994	185	99.923
농축슬러지	0	6,200,000,000	0.000	840,000	0.000
	1	158,000	99.997	1,170	99.861
	3	137,000	99.998	120	99.986
	6	36,000	99.999	120	99.986
	10	5,100	100.000	30	99.996

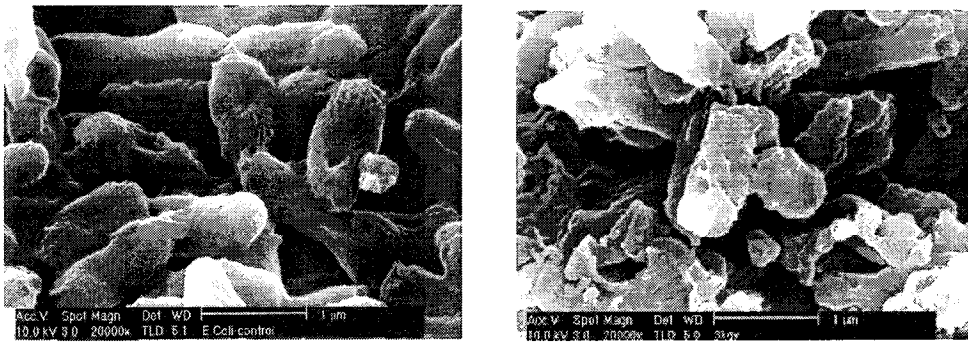


Figure 3-15. 방사선 조사 전 후의 *E. coli* cell의 SEM 사진

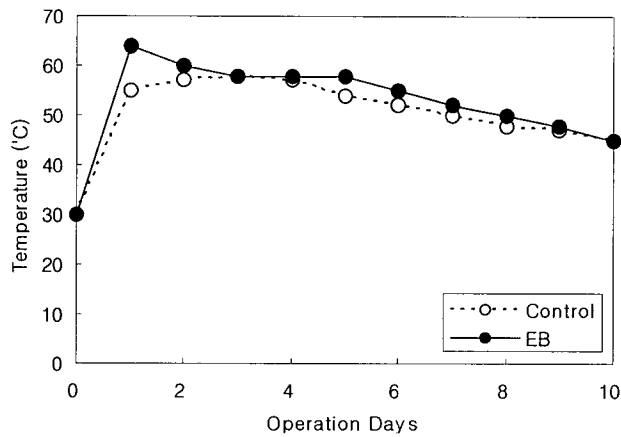
(좌 : 조사 전, 우 : 3 kGy 조사 후)

4. 하수슬러지 퇴비화 기술

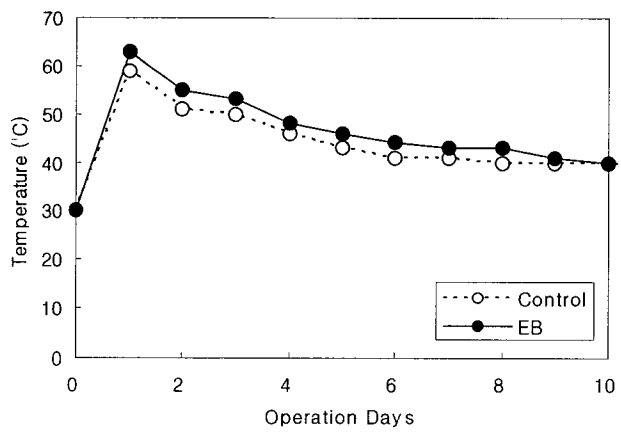
가. 운전인자 평가

(1) 온도변화

퇴비화과정 중 온도는 미생물활동에 비례하여 증가하므로 온도는 퇴비화의 지표로 사용될 정도로 중요한 인자인 것으로 알려져 있다. 전자선을 조사하지 않은 대조군과 전자선 조사 슬러지의 퇴비화를 진행한 결과, 짚단과 톱밥을 팽화제로 사용하였을 경우, 전자선 조사 슬러지 퇴비단은 3일 이내에 60℃이상 온도가 상승하였으며, 전자선을 조사하지 않은 대조군 슬러지에 비해 고온기간이 2~3일 가량 더 지속되는 것으로 나타났다. (Figure 3-16 참조)



(a)

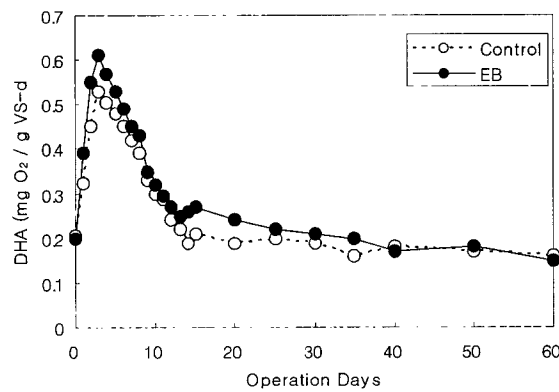


(b)

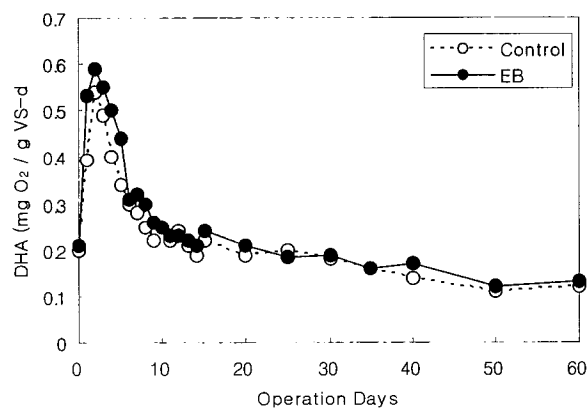
Figure 3-16. (a) 짚단과 (b) 톱밥을 팽화제로 한 퇴비단의 온도변화

(2) 미생물 활동도

퇴비화 반응에서 유기물 분해와 관련하여 미생물의 종류와 수를 정량화하는 연구는 있었지만 미생물의 활동도와 관련하여 연구된 내용은 아직 보고된 바 없다. 따라서 퇴비화 반응과 미생물 활동도와의 관계를 알아보기 위하여 INT Formazan 추출 분석을 통해 측정하였다. Figure 3-17에 나타내었듯이 퇴비화 반응 초기에 비조사 슬러지의 퇴비단에 비해 전자선 조사 슬러지 퇴비단이 상대적으로 더 높은 미생물 활동도를 보였다. 이는 퇴비화과정 중 온도변화 결과와 유사한 경향을 나타낸 것으로, 전자선 조사가 퇴비화시 식중된 미생물의 활동도를 증가시켜 퇴비단의 온도상승을 유발한 것으로 판단된다.



(a)

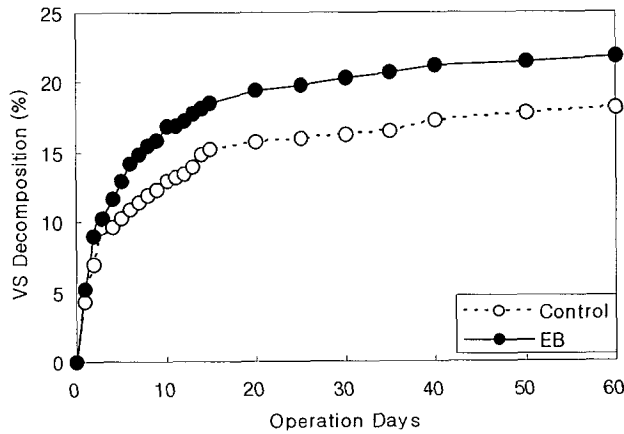


(b)

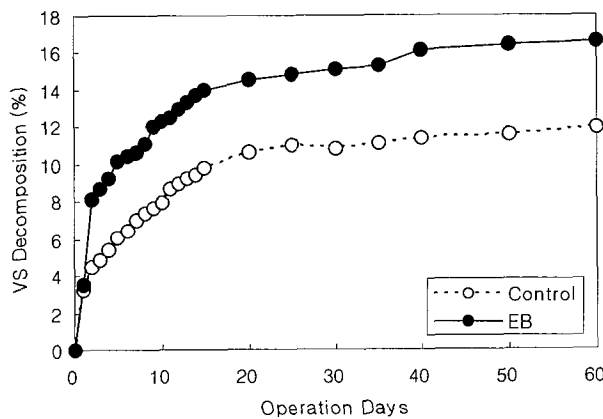
Figure 3-17. a)짚단과 b)톱밥을 팽화제로 한 퇴비단의 미생물 활동도 변화

(3) 유기물 분해율

퇴비화과정 중 휘발성유기물(volatile solid, VS)의 분해는 온도 및 미생물 활동도와 밀접한 연관성을 나타내고 있다. 대체적으로 퇴비화 반응 초기의 높은 온도 상승과 높은 미생물의 활동도가 나타날 때 VS의 분해도 높게 나타났으며, 온도하강 및 활동도 저하시 VS의 분해도 점차 감소하는 것으로 나타났다 (Figure 3-18 참조). 비조사 슬러지 퇴비단에 비해 전자선 조사 퇴비단의 경우 더 높은 분해율을 보이는 것으로 나타났는데, 이는 전자선 조사로 인해 슬러지 내 가용성 유기물 함량이 증대한 것에 기인한 것으로 판단된다. 또한 이는 상술한 전자선 조사가 슬러지의 퇴비화 과정에서 온도 및 미생물 활동도에 긍정적인 영향을 유발하는 실험과 일치하는 결과를 보여준다.



(a)

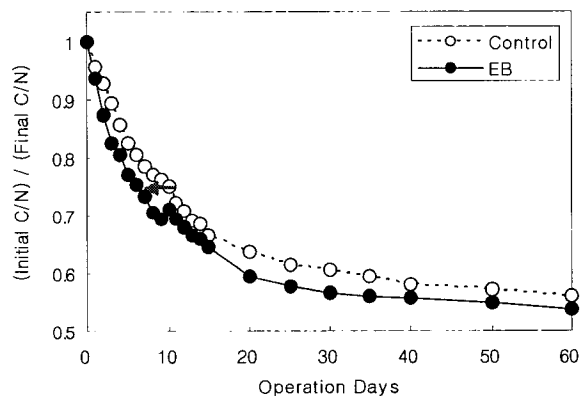


(b)

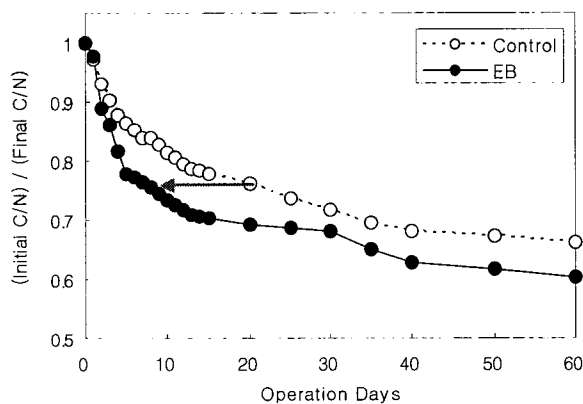
Figure 3-18. a)짚단과 b)톱밥을 팽화제로 한 퇴비단의 미생물 활동도 변화

(4) 퇴비화 속성도

퇴비화에서 대개 속성도의 평가는 최종 C/N비와 초기 C/N비의 비 $[(C/N)_f/(C/N)_0]$ 로 평가한다. Figure 3-19a에 나타낸 바와 같이 짚단을 팽화제로 사용하였을 경우, 60일 후의 $(C/N)_f/(C/N)_0$ 는 비조사 슬러지 0.66, 조사슬러지 0.6으로 각각 나타났다. 또한 톱밥을 팽화제로 사용하였을 경우, 비조사 슬러지 0.73, 조사 슬러지 0.67로 나타났다 (Figure 3-19b 참조). 최종 속성도는 짚단 퇴비단과 톱밥 퇴비단에서 모두 전자선을 조사할 경우, 원활한 속성이 이루어짐을 확인할 수 있다. 퇴비의 속성도 판단 기준치인 0.75 이하 범위에 도달하는데 소요되는 전자선을 조사할 경우 최고 22일이 단축하는 것을 확인할 수 있다. 이 결과를 통하여 전자선 조사 후 퇴비화 미생물을 식종할 경우, 미생물의 활동도가 높아지고 유기물 분해도 용이하여 저서 퇴비단의 고온유지기간이 증가하여 부속도가 향상되므로 퇴비화가 빠른 속도로 진행되는 것으로 판단된다.



(a)



(b)

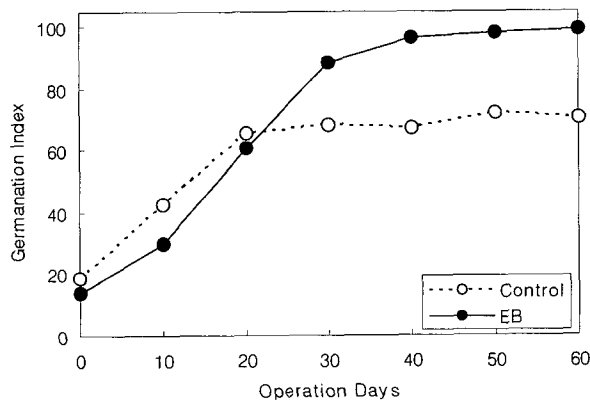
Figure 3-19. (a) 짚단과 (b) 톱밥을 팽화제로 한 퇴비단의 미생물 퇴비화 속성도 변화

(5) 발아지수 평가

Zucconi 등은 발아율 (Germination Index, G.I.), 성장상태, 식물체의 호흡 등을 관찰하여 퇴비의 안전도를 판단하였으며, G.I. 값이 80 이상이면 식물에 독성을 끼치지 않는다고 보고 한 바 있다

Figure 3-20은 팽화제로 짚단을 사용한 슬러지 퇴비화 과정에서의 배추씨와 상추씨의 발아율을 각각 나타내었다. 배추씨 발아실험 결과 조사 슬러지 퇴비단에서 90이상으로 비교적 높은 G.I. 값을 보인 반면, 비조사 슬러지 퇴비단은 70의 G.I. 값을 나타내는데 그쳤다. 모든 퇴비단에서 반응초기에는 VFA 영향으로 인해 G.I. 값이 낮았지만 퇴비화가 진행되면서 휘발성 지방산 (Volatile Fatty Acid, VFA)의 분해로 인한 VFA 독성감소로 G.I. 값이 상승한 것으로 판단된다. 상추씨 발아실험 결과는 배추씨 발아실험과 유사하게 나타났는데 모든 퇴비단의 G.I. 값이 80 이상을 보여 식물 독성의 영향은 적을 것으로 판단된다. 그러나 비조사 슬러지 퇴비단은 조사 퇴비단에 비해 상대적으로 낮은 G.I. 값을 보여 전자선 조사가 슬러지 퇴비의 독성저감 탁월한 효과가 있음을 알 수 있다.

팽화제로 톱밥을 사용한 슬러지 퇴비화 과정에서의 배추씨 발아실험 결과 조사 퇴비단의 G.I. 값이 80 이상인 반면, 비조사 퇴비단은 74 정도로 나타났다. 따라서 비조사 퇴비단은 경우 퇴비화 부숙 기간이 더 필요한 것으로 사료된다. 상추씨 발아실험 결과에서 조사 퇴비단이 99의 G.I. 값은 보인데 반해 비조사 퇴비단은 65로 배추씨 발아실험과 유사한 결과를 보여준다.



(a)

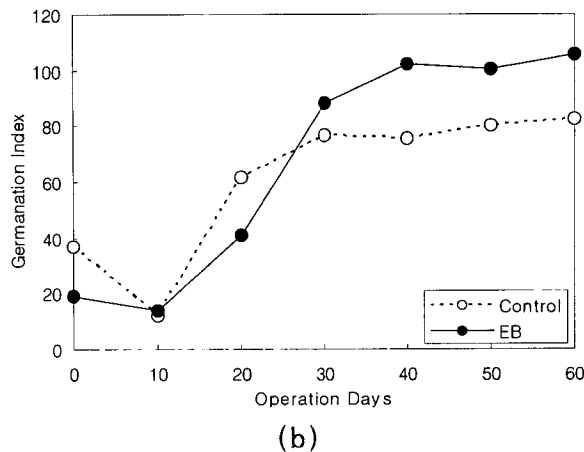


Figure 3-20. 짚단을 팽화제로 한 슬러지 퇴비단의 a)배추씨와 b)상추씨의 발아지수

나. 퇴비 활용성 평가

하수슬러지의 퇴비화시 전자선을 조사할 경우 퇴비단의 미생물 활동도를 증가시켜 온도상승을 유발하였다. 또한 이는 전자선 조사로 인해 슬러지 내 가용성 유기물이 증가하여 미생물의 영양원이 된 것에 기인하는 것으로 판단된다. 퇴비 숙성에 도달하는 소요시간도 전자선을 조사할 경우 최고 22일이 단축되는 것을 확인할 수 있다. 이 결과를 통해 전자선 조사 후 퇴비화 미생물을 식종할 경우, 미생물의 활동도가 높아지고 유기물 분해도 용이하게 되어 퇴비단의 고온유지기간이 증가하여 부숙도가 향상되므로 퇴비화가 빠른 속도로 진행되는 것으로 판단된다. 따라서 하수슬러지를 퇴비화 할 때 전자선을 조사하면 조사하지 않는 경우에 비하여 상대적으로 높은 발아지수를 나타내어 전자선 조사에 의한 독성저감 및 퇴비화 효율이 향상된 것으로 판단된다.

다. 퇴비화에 따른 경제성 평가

하수슬러지에 방사선을 조사할 경우 병원균사멸을 용이하게 할 수 있어 액체 상태의 하수슬러지를 농경지에 추가 처리 없이 직접 살포 가능하며, 현재 해양 투기 되는 하수슬러지의 30%를 농경지에 재이용한다고 하면, 약 7,663,636천원의 해양투기 처리비용이 절감된다. 그 산출근거는 다음과 같다.

현재 1,625,676 톤의 하수슬러지가 우리나라에서 해양투기 되고 있으며, 이

양의 30% 정도를 방사선 처리하여 농경지로 재이용한다고 하면, $1,625,676 \text{ 톤/년} \times 30/100 \times 25,975 \text{ 원/년}$ (하수슬러지 1ton 해양투기시 처리비용) = 12,668,080 천원/년 의 환경처리비용 절감효과가 기대된다. 또한, 향후 농경지 또는 대체처리지역(임야, 비식용작물 및 경관작물 생산지)으로의 슬러지 재이용 비율이 증가한다면 하수슬러지로 인한 환경처리비용을 상당히 절감할 수 있을 것으로 추정된다.

방사선 발생장치인 10 MeV, 50 mA 용량의 가속기 1기는 하루 약 100톤의 슬러지 케이크를 처리할 수 있다. 해양투기 되는 슬러지의 30%를 처리할 경우 총 14기의 전자선 가속기가 필요하며, 이때의 설비비는, $1,625,676 \text{ 톤/년} \times 30/100 \div (36,500 \text{ 톤/년} \cdot 1\text{기}) \times 3,000,000 \text{ 천원/1기} \approx 42,000,000 \text{ 천원/년}$ 이 소요될 것으로 산출된다. 발생 슬러지 처리를 위해 총 14기의 전자선 가속기를 운전할 경우, $12,000 \text{ kW/일} \times 50\text{원/kW} \times 365\text{일/년} \times 14 = 2,066,000 \text{ 천원/년}$ 의 전기비가 발생될 것으로 예상되며, 기타 운전비용을 포함하여 총 3,000,000 천원/년의 운전비가 소요될 것으로 추정된다. 따라서 방사선 발생장치 시설 설비시점에서 4년 경과 후 손익분기점에 이르며 순이익이 발생하게 될 것으로 추산된다. (Figure 3-21 참조)

하수슬러지를 방사선 조사기술 개발을 적용하여 처리하였을 때 질소와 인산의 유효도 증진, 토양비옥도 증진, 유기물의 공급으로 인한 토양물리성 개량효과(수분보유력, 통기성, CEC, 토양입단), 토양 pH 개량효과 등에 대해서는 산술적으로 재화가치를 산정할 수 없을 정도의 막대한 기대효과가 예상된다. 또한, 하수슬러지가 병원성 미생물에 대한 안전한 살균처리, 환경호르몬 유사물질과 같은 유기독성물질의 제어가 이루어지지 않은 상태로 농경지에 처리되었을 경우, 병원성 미생물에 의한 2차 감염, 유기독성물질의 생물농축을 통한 식품의 품질 가치 하락 또는 식품 폐기 등의 비용에 대해서도 상당한 경제적 손실을 유발하게 된다.

결론적으로 선진외국의 경우 전체 발생 하수슬러지의 약 40~60% 정도가 농경지로 재이용되는 점과 향후 유기성폐기물 재활용 시장이 성장하게 될 국내 여건을 고려한다면 경제적 이익과 환경보존이라는 무형의 경제적 이익이 꾸준히 증가할 것으로 판단된다.

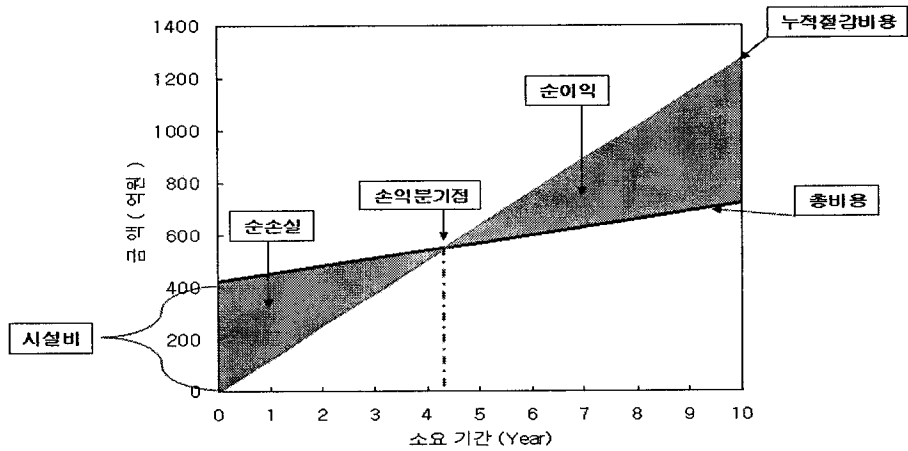


Figure 3-21. 전자선 가속기 설치 및 운전에 따른 손익분기

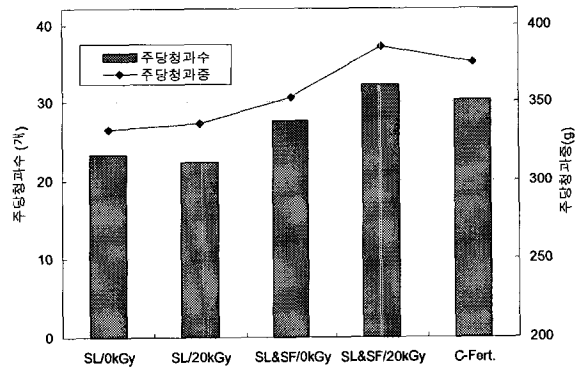
5. 하수슬러지를 이용한 식물생장 증진제 제조

가. 채소류 성장실험

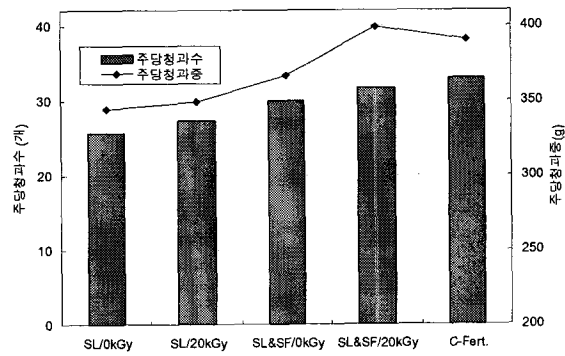
하수슬러지를 별도의 퇴비화 과정 없이 토양주입을 위하여 수산폐기물인 불가사리분말을 첨가하여 방사선으로 처리한 후, 고추재배를 위한 토양에 시비하였을 때 주당 청과수(개) 및 주당 청과중(g)은 비조사슬러지(SL/0kGy) < 조사슬러지(SL/20kGy) < 비조사슬러지+불가사리(SL&SF/0kGy) < 일반비료(C.Fert.) < 조사슬러지+불가사리(SL&SF/20kGy)의 순으로 나타났다 (Figure 3-22참조).

이는 방사선 조사에 의하여 슬러지의 가용성분 용출이 용이하게 되어 식물체의 흡수나 미생물의 활동을 향상시키는 것으로 사료되며, 또한 불가사리에는 Ca, Mg, Na, K 등의 치환성양이온이 다량 함유되어 있으므로 수산폐기물인 불가사리 분말을 첨가할 경우 식물생장의 증진 효과를 유도하는 것으로 판단된다.

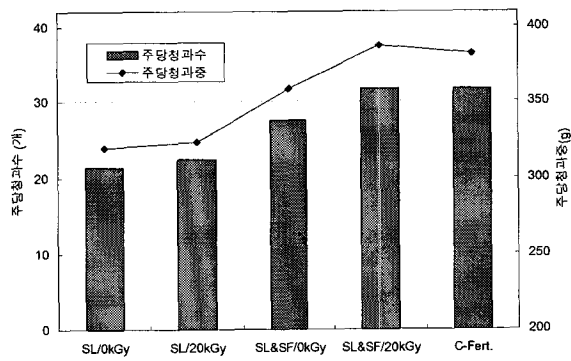
시비량을 각각 2, 4, 6 ton/10a 로 하였을 때, 주당 청과수 및 주당 청과중은 방사선을 조사한 후 불가사리를 첨가한 시료가 상업용 비료보다 더 높게 나타났다. 방사선을 조사한 후 불가사리를 첨가한 시료의 경우 주당 청과수는 시비량에 큰 영향을 보이지 않았으나, 주당 청과중은 4 ton/10a로 시비하였을 때 가장 높게 나타났다. 따라서, 실험에 사용한 슬러지 시료의 경우 4 ton/10a가 적정 시비량인 것으로 판단된다.



(a)



(b)



(c)

Figure 3-22. 각각 (a) 2 ton/10a, (b) 4 ton/10a, (c) 6ton/10a의 처리량으로 재배한 고추의 청과수 및 청과중

나. 수목류 성장실험

하수슬러지의 농경지에 대한 사용은 토양의 물성 개량효과, 작물의 양분공급 효과, 토양완충능 증대 및 양이온교환용량의 증가 등 여러 가지 측면에서 효과가 있는 것으로 보고되고 있다. 하수슬러지를 녹지사업에 대한 활용성을 제고하기 위하여 수목류에 대한 성장실험을 수행하였다. 방사선 조사슬러지를 토양에 시비할 경우 대조군으로 사용된 비조사 슬러지에 비하여 잔디 및 장미, 철쭉 등 수목류의 생장이 뚜렷이 촉진되었다. (Figure 3-23~25 참조). 이는 하수슬러지에 존재하는 고농도의 질소와 인이 작물생육에 유용하게 작용한 것으로 판단된다.

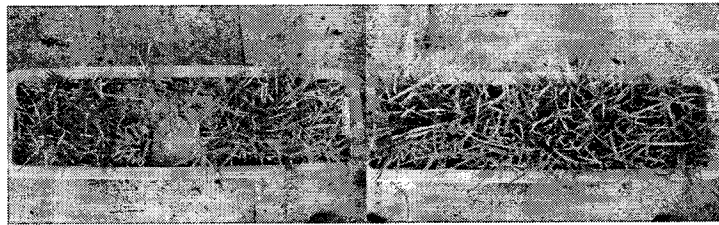


Figure 3-23. 비조사 슬러지 토양주입 시 잔디의 생육(좌)과 조사슬러지 토양주입 시 잔디의 생육(우)

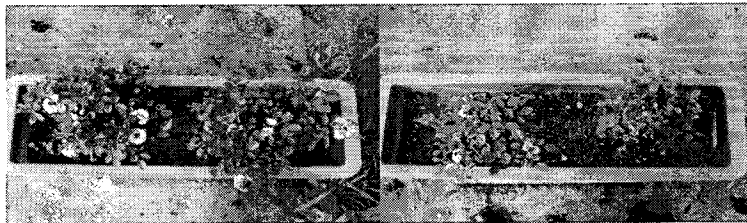


Figure 3-24. 비조사 슬러지 토양주입 시 장미의 생육(좌)과 조사슬러지 토양주입 시 장미의 생육(우)



Figure 3-25. 비조사 슬러지 토양주입 시 철쭉의 생육(좌)과 조사슬러지 토양주입 시 철쭉의 생육(우)

6. 방사선 이용 하수슬러지로부터 탄소원 회수 및 고도처리 시범시설 개발

가. 하수슬러지의 물리화학적 성상 변화

유기성폐기물의 가용화를 위한 물리화학적 처리의 효율을 1차적으로 측정하기 위하여 TS, VS, SCOD, EPS (Extracellular polymeric substances) 등의 항목을 평가 하였으며 그 결과를 Table 3-10에 나타내었다. 방사선 조사에 의한 SCOD 증가는 대부분 용존 휘발성 고형물의 증가에 의한 것으로 하수슬러지를 감마선 전처리할 경우, 탈질미생물이 이용할 수 있는 탄소원이 증가하는 것으로 판단된다. Table 3-11에 나타내었듯이 탄수화물, 단백질, 휴믹산 등의 EPS는 방사선 조사량에 따라 현저히 증가하였으며, 특히 최고 50 kGy 까지 조사하였을 때, 비 조사군에 비하여 탄수화물, 단백질, 휴믹산은 각각 17배, 6배, 그리고, 11배 증가하였으며, 분석된 EPS 총량은 11.5배 증가하였다. 이는 SCOD의 증가와 일치하는 경향을 나타내는 것으로 슬러지 입자를 구성하고 있는 미생물의 주요 구성분이 방사선 조사에 의하여 쉽게 분해되는 것을 의미한다.

Table 3-10. 방사선 조사량 변화에 따른 하수슬러지의 물리화학적 특성 변화

Dose (kGy)	TS (mg/L)	TVS (mg/L)	TSS (mg/L)	FSS (mg/L)	VSS (mg/L)	TDS (mg/L)	FDS (mg/L)	VDS (mg/L)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)
0	13,620	8,720	11,933	3,633	8,300	1,687	1,267	420	13,350	184
1	13,290	8,570	10,833	3,300	7,533	2,457	1,420	1,037	13,690	675
5	13,380	8,600	10,967	3,400	7,567	2,413	1,380	1,033	13,900	1,101
20	13,380	8,650	11,000	3,667	7,333	2,380	1,063	1,317	14,080	1,441
50	13,918	9,020	11,500	3,833	7,667	2,418	1,065	1,353	14,350	1,860

Table 3-11. 방사선 조사량 변화에 따른 하수슬러지의 EPS 용출 특성 변화

Irr. Dose (kGy)	Extracted EPS (mg/L)			
	Carbohydrate	Protein	Humic Acid	Total
0	4.9	5.8	22.4	33.1
1	32.8	29.3	55.7	117.8
5	50.3	53.9	82.9	187.1
10	57.8	48.2	97.7	203.7
20	74.0	47.7	218.8	340.5
50	85.7	35.4	260.2	381.3

(1) TS 와 SS의 변화

감마선 조사에 의한 폐활성슬러지의 용존유기물 생성을 위한 TS, SS의 실험결과는 Figure 3-26과 같다. TS의 변화는 감마선 조사량이 증가함에 따라 큰 변화는 보이지 않는데, 총고형물에는 수분 함량이 적어 이를 분해할 수 있는 수화학적 분해의 화학종인 $H\cdot$, $\cdot OH$, e_{aq}^- 의 생성이 낮아서 감마선 조사에 의한 영향이 적은 것으로 판단된다. SS의 변화는 감마선 조사량이 0~50 kGy로 증가함에 따라, 각각 15,900 mg/L, 15,333 mg/L, 14,300 mg/L, 14,000 mg/L, 13,966 mg/L로 부유물질의 양이 감소하는 것을 확인 할 수 있었다. SS의 감소는 감마선 조사시 생성된 라디컬 반응에 의해 폐활성슬러지의 0.1 μm 이상의 현탁 상태의 고형물이 일부 분해되면서 용존 상태의 작은 분자나 이온성 유기물 형태로 전환되었기 때문인 것으로 사료된다. Figure 3-27는 SS와 SCOD의 관계를 보여주는 것으로 SS의 감소와 함께 SCOD농도가 증가하는 경향을 보이고 있다. 이는 부유고형물 형태이었던 유기물이 감마선 조사에 의해 이온성 유기물 형태로 용존되어 SCOD형태로 전환되었다고 볼 수 있다.

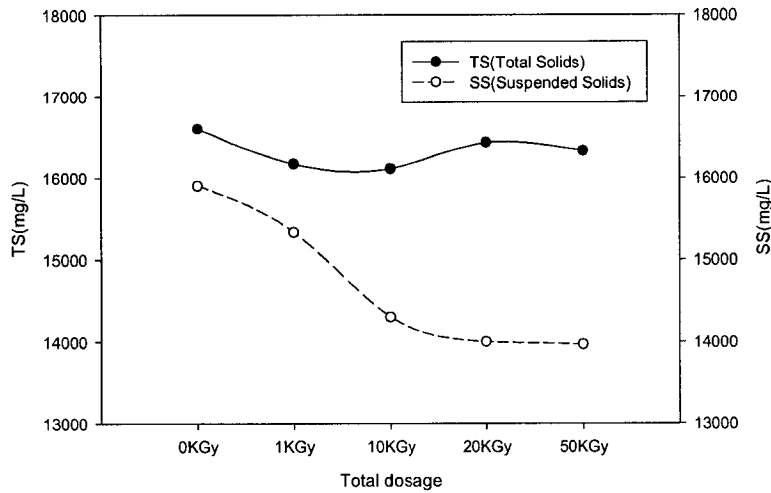


Figure 3-26. 조사량에 따른 TS와 SS의 변화

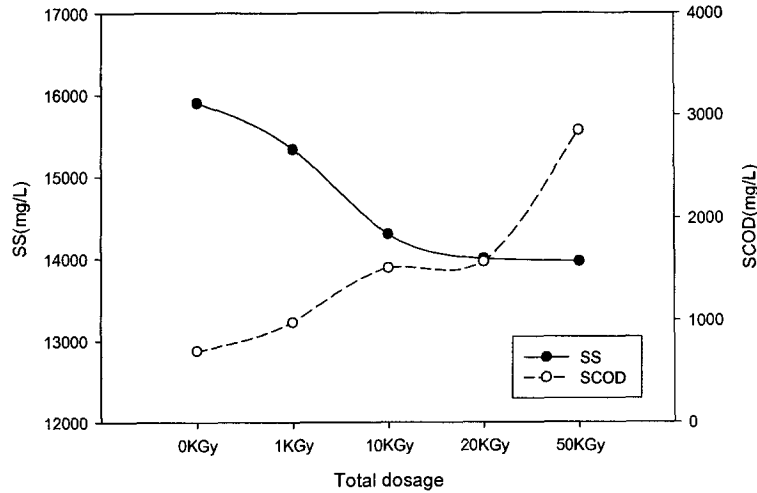


Figure 3-27. 조사량에 따른 SS와 SCOD의 상관관계

(2) SCOD/TCOD 와 BOD₅/SCOD

감마선 조사에 의한 SCOD/TCOD와 BOD₅/SCOD의 변화의 실험 결과는 Figure 3-28에 나타난 바와 같다. TCOD의 변화는 감마선이 0~50 kGy 증가함에 따라 14,740 mg/L, 14,860 mg/L, 14,900 mg/L, 15,140 mg/L, 15,000 mg/L으로 큰 변화를 보이지 않고 일정한 값을 유지하였으며, SCOD값은 조사량이 증가할수록 0 kGy일때 700 mg/L, 50 kGy일때 2,850 mg/L로 약 4배 이상 증가하였다. 즉 감마선의 조사량이 증가할수록 SCOD값이 증가하여 슬러지의 가용화율이 높아짐을 알 수 있다. 이는 수용액상의 유기오염물질의 분해에 직접 관여하는 물질은 ea_q^- , $H\cdot$, $\cdot OH$ 등으로 유기오염물질과의 반응속도가 매우 높은 $\cdot OH$ 은 유기오염물질에의 첨가 반응, 탈수 소화 반응, 전자전이, 라디칼 재결합 반응 등으로 오염물질의 분해 반응을 일으킴으로써 슬러지의 가용화율을 향상 시킨 것으로 판단되어 진다.

감마선 조사에 의한 BOD₅/SCOD값의 변화를 보면 용존성 유기물에서 미생물에 의해 분해될 수 있는 값의 변화는 0 kGy일 때 22.9%에서 20 kGy일때 최대 43.6% 값이 증가하였다가 50 kGy 일때에는 27.6%로 감소하는 경향을 보이고 있다. 이는 조사량이 20 kGy에서 50 kGy로 증가시에 BOD₅의 증가율은 약 15%이나 SCOD의 증가율은 약 80%정도로 감마선 조사에 의한 SCOD의 값의 변화가 더 큰 폭으로 증가하였기 때문이다. 슬러지를 외부탄소원으로 사용할 수 있는 최적의 가용화율의 조사선량은 20 kGy로 사료된다.

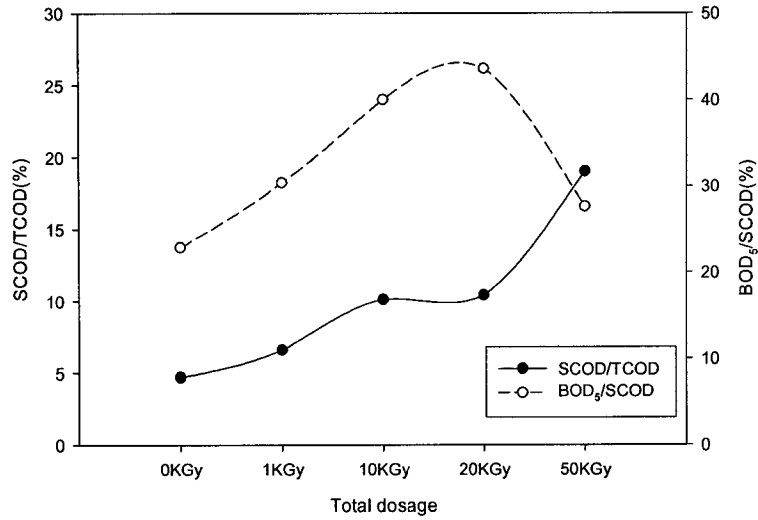


Figure 3-28. 조사량에 따른 SCOD/TCOD와 BOD₅/SCOD의 변화

(3) SCOD/T-N 과 SCOD/T-P

탈질공정은 혐기조건과 유기탄소원의 존재가 필수적이며 최적의 탈질을 위해서는 C/N 비가 2~33의 조건이 필요하다. 감마선 조사에 의한 SCOD/T-N 비와 SCOD/T-P의 변화는 Figure 3-29에서 보는 바와 같다. 조사량이 0, 1, 10, 20, 50 kGy 일때의 SCOD/T-N 비는 각각 14.6, 15.6, 7.7, 7.9, 13.6으로 탈질공정의 유기탄소원으로 사용되어 질수 있는 C/N비의 조건에 포함되므로 충분히 가능성이 있다고 판단된다.

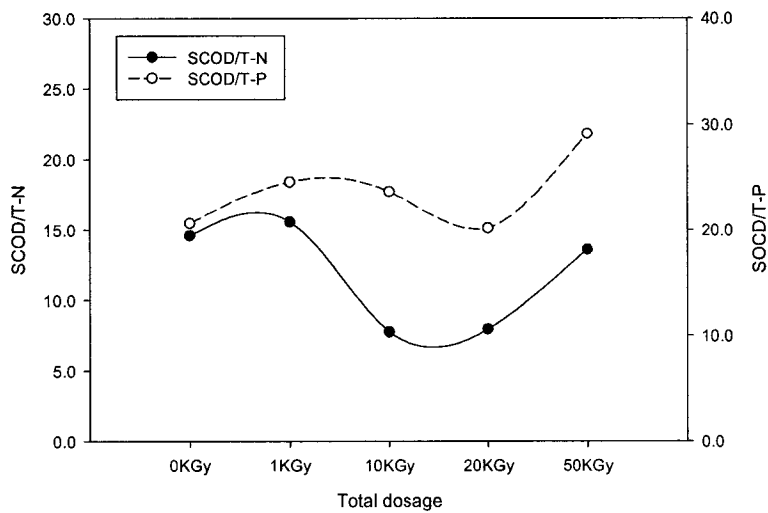


Figure 3-29. 조사량에 따른 SCOD/T-N와 SCOD/T-P의 변화

Figure 3-30에서는 T-N의 질소 성상의 변화를 감마선 조사량에 따라 나타낸 것으로 감마선 조사량이 증가함에 따라 T-N값이 증가하였다. 폐활성 슬러지에서 NH₃-N 가장 많은 부분을 차지하였으나, 조사량이 증가할수록 유기질소 성분이 가장 많이 생성되는 것을 알 수 있었다.

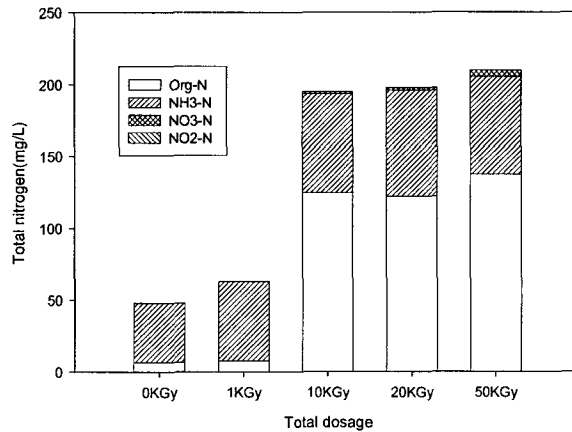


Figure 3-30. 조사량 변화에 따른 용존 질소의 분포변화

나. 방사선과 알칼리 처리에 의한 탄소원 회수

(1) TS 와 SS의 변화

폐활성슬러지의 용존유기물 생성을 위한 최적의 감마선 조사량은 20 kGy로 고정하고 pH 전처리에 따른 변화에 따른 슬러지의 TS, SS의 실험결과는 Figure 3-31과 같다. 알카리 전처리에 의한 TS의 변화는 pH가 7~11까지 증가하여도 일정한 값을 유지하고 있는 것을 알 수 있다. 총고형물은 감마선 조사에 따른 영향이 적은 것처럼 알카리 전처리에 의한 총고형물의 양 역시 큰폭으로 증가하거나 감소하지 않는 것을 알 수 있다.

SS의 변화는 감마선의 영향과 비슷하게 pH가 높아질수록, 즉 NaOH의 양이 증가할수록 SS의 양이 감소되는 것을 확인 할 수 있었다. SS의 감소는 알카리 가수분해에 의해 현탁 상태의 고형물이 분해되면서 용존 상태의 작은 분자나 이온성 유기물 형태로 전환되었기 때문인 것으로 사료된다.

Figure 3-32는 pH변화에 따른 SS와 SCOD의 관계를 보여주는 것으로 SS의 감소

와 함께 SCOD농도가 증가하는 경향을 보이고 있다. Figure 3-32에서 나타난 바와 같이 조사선량이 20 kGy일 때 SCOD 값은 1,570 mg/L이고 pH 11일 때의 SCOD 값은 4,740 mg/L로 알칼리 가수분해에 의하여 3배 이상 증가하였다. 이는 SS 형태이었던 유기물이 알칼리 가수분해와 감마선 조사에 의해 이온성 유기물 형태로 용존되어 SCOD 형태로 전환되었다고 볼 수 있다.

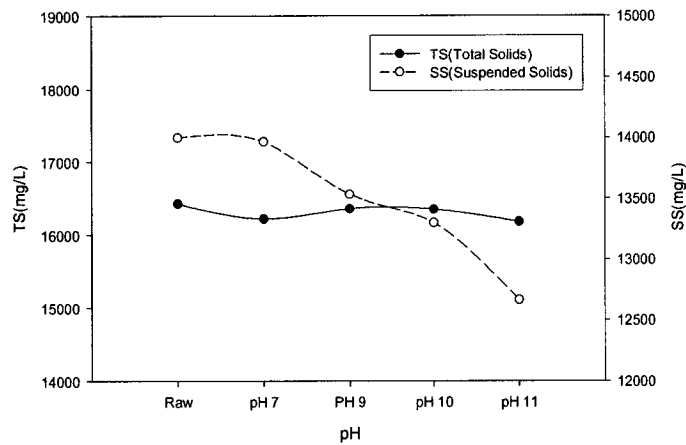


Figure 3-31. 20 kGy의 선량으로 조사할 때 pH 변화에 따른 TS와 SS의 변화

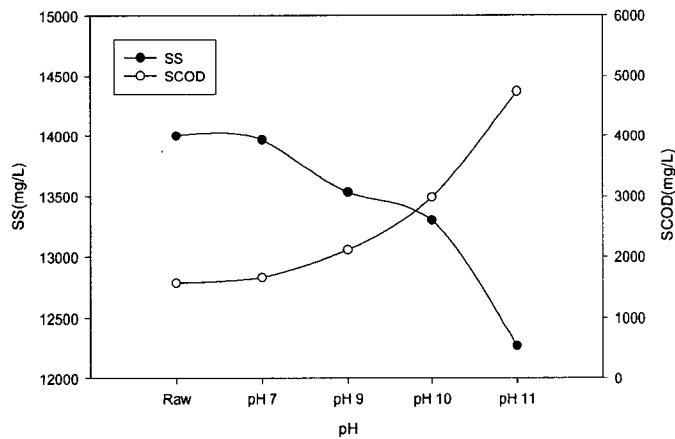


Figure 3-32. 20 kGy의 선량으로 조사할 때 pH 변화에 따른 SS와 SCOD의 상관관계

(2) SCOD/TCOD 와 BOD₅/SCOD

알칼리 전처리에 의한 SCOD/TCOD와 BOD₅/SCOD의 변화의 실험 결과는 Figure 3-33에 나타난 바와 같다. 총 조사량이 20 kGy이고 대조군, pH 7, 9, 10, 11 일

때 SCOD/TCOD값은 각각 10.3%, 11.1%, 12.8%, 19.6%, 29.6% 이었다. 즉 최적의 감마선량을 20 kGy일 때 pH 증가에 따른 SCOD/TCOD 값이 증가함에 따라서 슬러지의 가용화율이 높아짐을 알 수 있었다. 이러한 결과는 알카리처리에 의한 가수분해 반응에 의해 세포벽에 의해 차단되어 있던 각종 용존성 유기물 성분이 세포벽의 파괴로 인해 용출되는 것으로 판단된다.

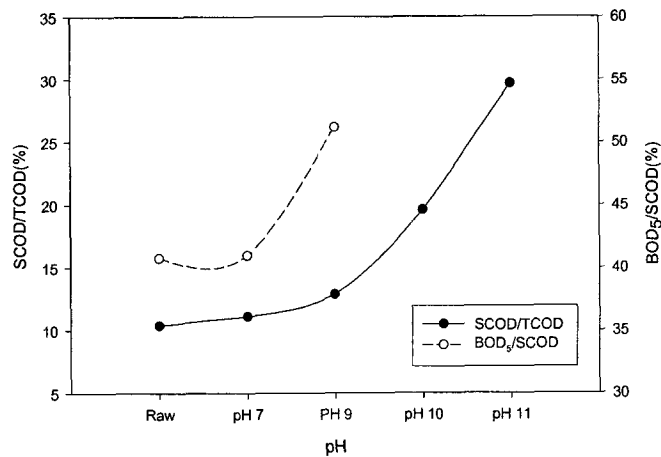


Figure 3-33. 20 kGy로 조사할 때 pH 변화에 따른 SCOD/TCOD와 BOD₅/SCOD 변화

(3) SCOD/T-N 과 SCOD/T-P

효과적인 탈질 유도를 위해서는 무산소조에 투여 시 C/N비 10이상이 되어야 기질 제한에 의한 탈질 반응 억제가 일어나지 않는 것으로 보고되어졌다. Figure 3-34에서는 pH변화에 따른 SCOD/T-N값과 SCOD/T-P값을 나타내었다. 총 조사량이 20 kGy로 동일하고 슬러지에 대조군, pH 7, 9, 10, 11 일때 SCOD/T-N 값은 각각 7.9, 8.3, 11.5, 10.6, 12.9 이고, SCOD/T-P 값은 20.12, 20.49, 22.4, 24.0, 19.4 값으로 전체적으로 T-N 및 T-P 값이 증가하였다. 이는 감마선 조사 시 pH 4이하로 감소할수록 H·의 생성량은 급격히 증가하고, ·OH의 생성량은 소폭 증가하는 반면 e_{aq}⁻의 생성량은 급격히 감소한다. 또한 pH가 10이상으로 증가할 경우에는 H·와 ·OH의 의 생성량이 급격히 감소하고 e_{aq}⁻의 생성량은 급격히 증가하는 것으로 보고 된 바 있다. 즉 2차 슬러지를 구성하고 있는 주 성분인 폭기조 미생물이 알칼리 가수분해와 감마선 조사에 의한 H· 및 ·OH 라디칼 분해에 의하여 많은 질소성분 및 인성분이 용출되는 것으로 추정된다.

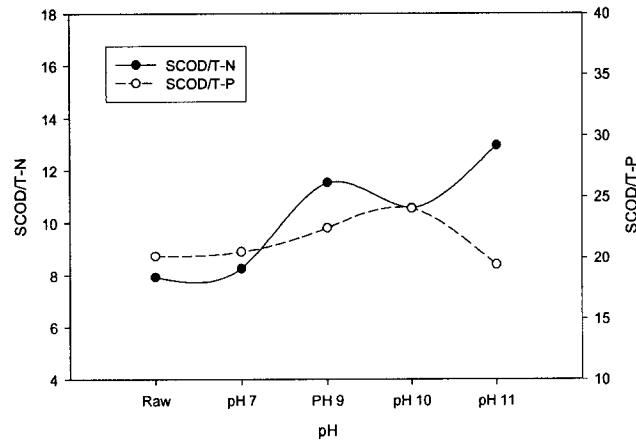


Figure 3-34. 20 kGy의 선량으로 조사할 때 pH 변화에 따른 SCOD/T-N와 SCOD/T-P 변화

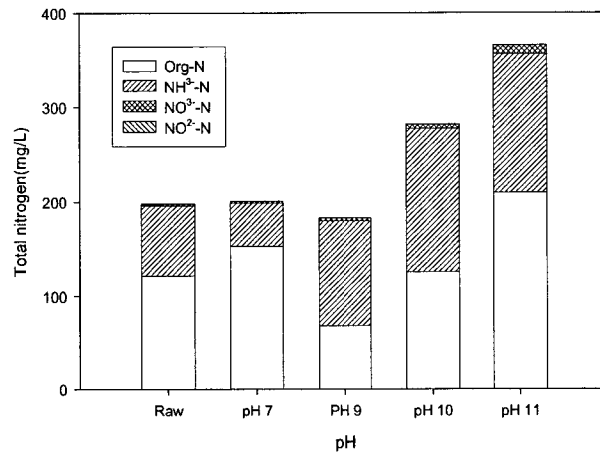


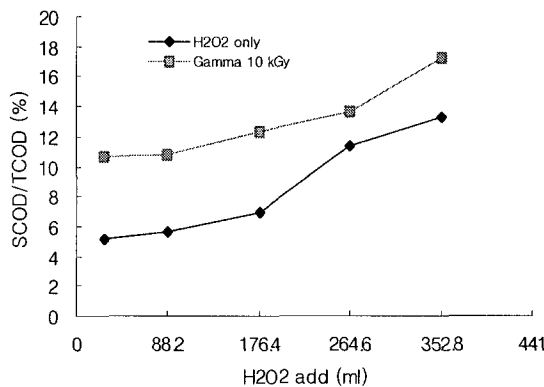
Figure 3-35. 20 kGy의 선량으로 조사할 때 pH 변화에 따른 용존 질소의 분포변화

다. 방사선과 과산화수소 이용 하수슬러지의 가용화 및 생분해도 향상

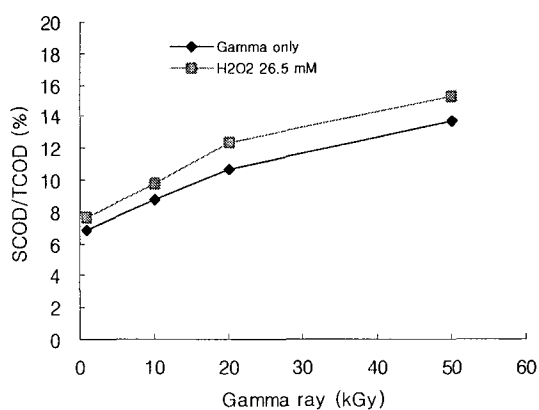
방사선이 슬러지에 조사되면 수화된 전자(e_{aq}^-), 수소원자라디칼($H\cdot$), 수산화라디칼($OH\cdot$)등이 생성되어 이들이 수중 또는 슬러지 중의 오염물질과 산화 혹은 환원반응을 일으켜 분해반응이 일어나게 된다. 또한 방사선의 효과중의 하나는 수중의 생분해가 어려운 고분자 유기물질을 저분자화 시킴으로써 생분해도를 향상시켜 줄 수 있다.

따라서 TCOD중 NBDCOD가 BDCOD로 전환이 가능해지므로 이를 이용하여 폐수 또는 슬러지 내에 존재하고 있던 유기 탄소원을 회수하기 위하여 H_2O_2 및 감마선 조사에 의한 SCOD/TCOD의 변화를 확인하고자 하였다. (Figure 3-36 참조) 이때,

H₂O₂만을 사용하여 농도를 26.5~352.9 mM로 변화함으로써 TCOD 중 SCOD가 약 5~13%로 증가하는 경향을 나타냈으나, H₂O₂농도를 변화시키면서 감마선을 10 kGy를 조사해준 결과 H₂O₂농도만 변화시켰을 때 보다 병합하여 처리하였을 경우가 용존 유기탄소원이 약 11~17%로 증가되었다. 또한 감마선 조사선량을 1~50 kGy로 변화함에 따라서 총 유기 탄소원 중 용존된 탄소원이 약 7%~12%로 증가하였고, H₂O₂ 88.2mM을 함께 주입하였을 경우 가용화율이 50kGy에서 H₂O₂만 사용하였을 경우보다 약2% 증가하였다. 이것은 H₂O₂와 감마선을 병용시 슬러지의 용존화율을 증가시킬 수 있음을 시사하여 준다.



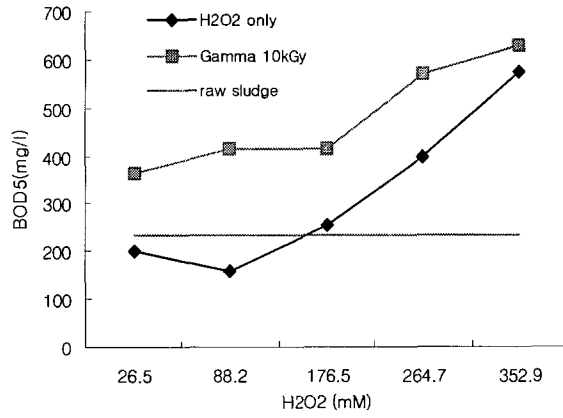
(a)



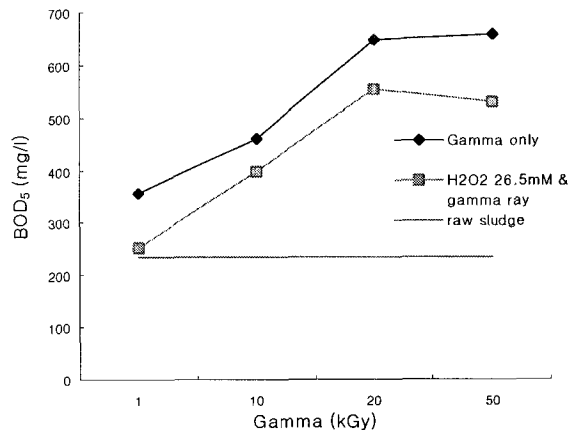
(b)

Figure 3-36. SCOD/TCOD 비에 대한 (a)과산화수소와 (b)방사선의 영향

Figure 3-37의 경우 대조군의 BOD₅는 234 ppm이었으나, 하수슬러지에 H₂O₂만 첨가하였을 경우는 Figure 3-37(a)에서 보듯이 최대 573 ppm으로 증가하였고, 10 kGy의 gamma ray를 H₂O₂와 함께 이용하였을 경우 최대 629 ppm으로 증가하였다. 반면, Figure 3-37(b)와 같이 gamma ray만 사용하였을 경우가 H₂O₂ 88.2mM을 함께 주입하였을 때 보다 더 높은 생화학적 산소요구량을 보였다. 또한 슬러지의 생분해도의 향상에 있어서 Figure 3-38(a)의 BOD₅/SCOD의 경향이 점차 증가하고 있는데 이는 용존 되어있는 COD성분들이 생분해 가능한 물질들로 많이 이루어졌다는 것을 알 수 있다. Figure 3-38(b)의 경향을 보면 gamma ray에 의하여 20 kGy까지는 증가를 하다가 감소되는데 이것은 슬러지가 무기화(mineralization)된 것으로 판단된다. 이로써, 하수슬러지에 gamma ray와 H₂O₂ 첨가에 의해서 슬러지를 효과적으로 분해 및 생분해화가 가능한 것을 관찰하였고, 이를 토대로 슬러지 처리 및 재활용 공정에 적용하는데 기초 자료를 제공할 수 있을 것으로 사료된다.

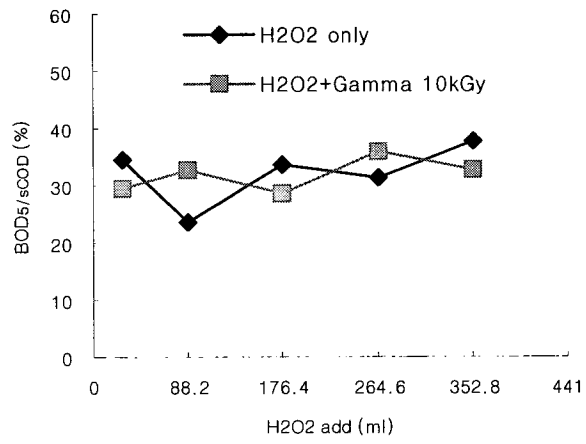


(a)

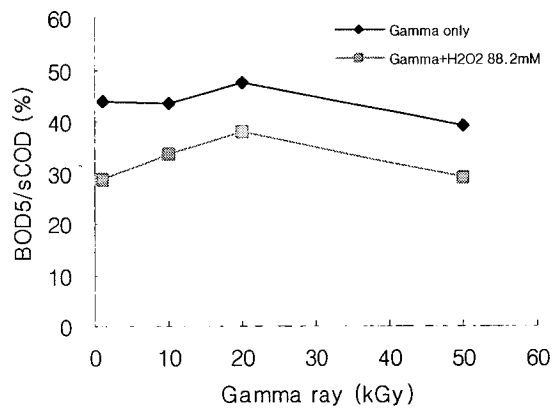


(b)

Figure 3-37. BOD₅에 대한 (a)과산화수소와 (b)방사선의 영향



(a)



(b)

Figure 3-38. BOD₅/sCOD에 대한 (a)과산화수소와 (b)방사선의 영향

다. 알칼리 및 산화 복합공정에 의한 하수슬러지로부터의 탄소원 회수

Table 3-12은 실험에 사용된 잉여 하수슬러지의 성상을 나타내고 있다. 원 하수슬러지의 TCODcr중 SCODcr가 차지하는 비율이 2.6%에 불과하였다.

Table 3-12. Characteristics of raw excess activated sludge

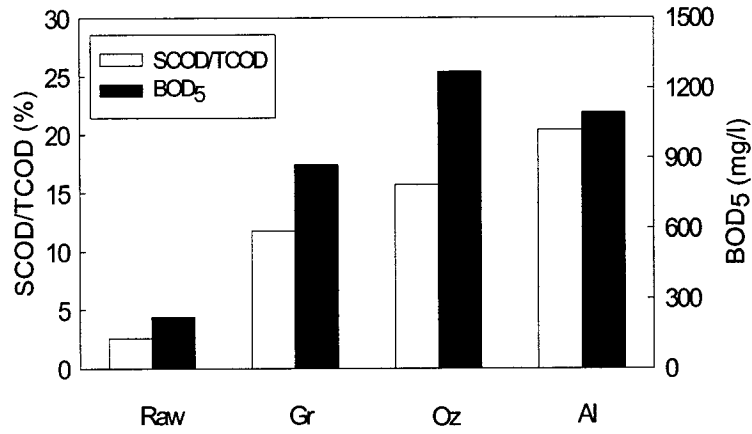
Item	Range	Average
pH (-)	6.3~6.8	6.6
SS (mg/l)	11,000~16,000	13,500
TCODcr (mg/l)	11,740~14,740	13,240
SCODcr (mg/l)	330~700	515
T-N (mg/l)	15~88	21
NH ₃ -N (mg/l)	12~48	18
NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	0.01~0.04	0.03
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	0.2~3.0	2
T-P (mg/l)	34~42	37

이와 같은 하수의 잉여활성슬러지를 대상으로 세 가지의 주요 가용화방법(감마선조사, 오존처리, 알칼리 가수분해)을 적용하여 각각의 유기탄소원 회수 특성을 비교하였다. 이를 위하여 감마선처리는 흡수선량을 기준으로 50 kGy로 조사하였고, 오존처리를 위해서는 0.56 g O₃/g SS의 조사량으로 조사하였으며, 알칼리처리를 위해서는 15.0 mM의 NaOH를 가하여 최종 pH가 11이 되도록 조정하여 2시간 교반반응시켰다.

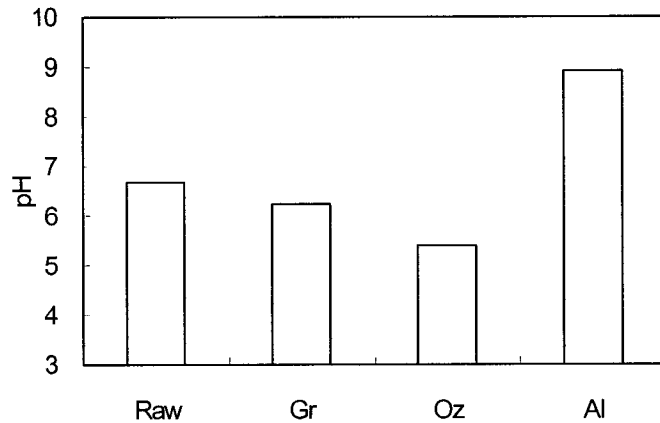
Figure 3-39는 각각의 가용화방법에 따른 유기물의 가용화 특성(SCOD/TCOD)과 생물학적 이용가능성(BOD₅), 그리고 이때의 pH 변화를 보여주고 있다. Figure 3-39(a)에 나타나듯이, 유기물의 가용화 측면(SCOD/TCOD)에서는 알칼리처리가 오존처리나 감마선처리보다 효율적임을 알 수 있다. 또한, 생물학적 이용가능성을 나타내는 BOD₅ 측면에서는 오존처리방법이 가장 효과적임을 알 수 있다.

가용화처리 이후의 pH 변화(Figure 3-39(b))를 보면, 감마선처리에서는 원래 pH 6.7에서 6.2로 약간의 pH 감소가 일어난 반면, 오존처리는 4.4로 감소하였으며, 알칼리처리후에는 8.9로 증가하여, 오존처리나 알칼리 처리시에는 이들 회

수된 유기탄소원을 생물학적 탈질공정에 투입하기 위해서는 추가적인 pH 조정과정이 필요하게 된다.



(a)



(b)

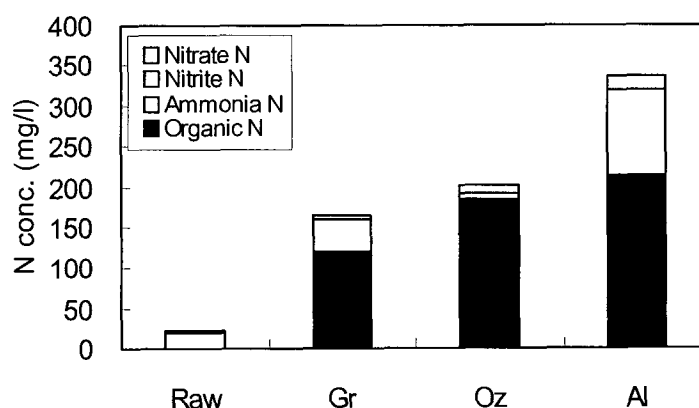
Figure 3-39. 다양한 처리방법에 의한 (a) 슬러지 가용화와 (b) pH 변화
(감마선 조사 : Gr, 오존산화 : Oz, 알칼리처리 : Al).

하수 및 폐수중의 질소화합물에는 암모니아($\text{NH}_3\text{-N}$), 아질산염($\text{NO}_2^-\text{-N}$), 질산염($\text{NO}_3^-\text{-N}$), 용존성 유기질소(organic N) 및 입자성 유기질소(particulate N) 등으로 구성된다. 또한, 질소화합물의 생물학적 처리에 있어서 질산화 및 탈질반응

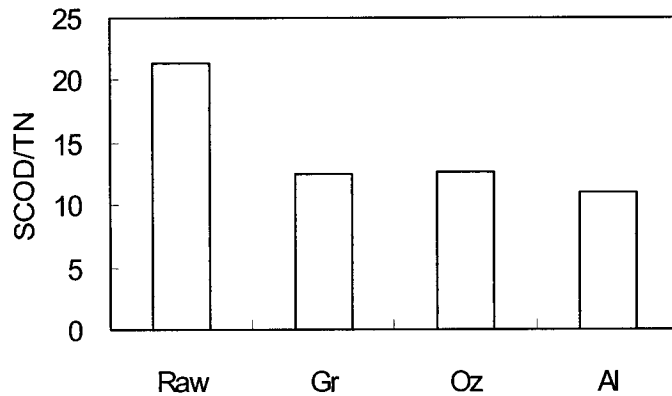
이 주된 반응인데, 여기서 유기탄소원은 중요한 역할을 하게 된다. Figure 3-40에서는 각각의 하수슬러지 가용화처리에 따른 질소화합물의 구성분포의 차이와 T-N에 대한 SCOD량의 비율을 각각 보여주고 있다.

원 하수의 잉여활성슬러지 상등액은 주로 $\text{NH}_3\text{-N}$ 형태로 존재하나, 세 가지 가용화방법 처리 이후에는 모두 $\text{NH}_3\text{-N}$ 형태보다는 주로 유기질소 형태로 존재함을 알 수 있다. 이들 결과는 Lin 등(1998)의 알칼리에 의한 탄소원회수 결과와 동일한 경향을 보이고 있다. 그리고, 오존처리 및 알칼리처리후에 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 가 증가하는 특징을 보여주고 있다. 특히, 오존처리시에는 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 전체 질소함량중 3% 이내로 극히 적은 비율로 존재함을 보여주고 있는데, 이는 오존산화에 의하여 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 까지 산화반응이 진행되었음을 의미한다.

T-N에 대한 SCOD량의 비율(Figure 3-40(b))은 원 하수슬러지의 경우 21.3이었지만 가용화처리이후 미생물체가 주요 구성성분인 슬러지의 분해로 인하여 SCOD 증가에 비해 상대적으로 질소성분이 급격하게 증가하여 11.0~12.8까지 감소하였으나, 생물학적 탈질반응을 위한 유기탄소원으로는 충분히 높은 수치이다. 일반적으로 생물학적 탈질공정을 위한 COD/T-N비를 8~10으로 제시하고 있으며, SCOD/ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 비율을 기준으로 할 경우에는 2~10:1로 주입하게 된다. $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 및 유기질소 등이 모두 T-N으로 전환된다고 가정하더라도 본 연구에서 얻어진 SCOD/T-N 값은 외부 유기탄소원으로서 충분히 높다고 할 수 있다.



(a)



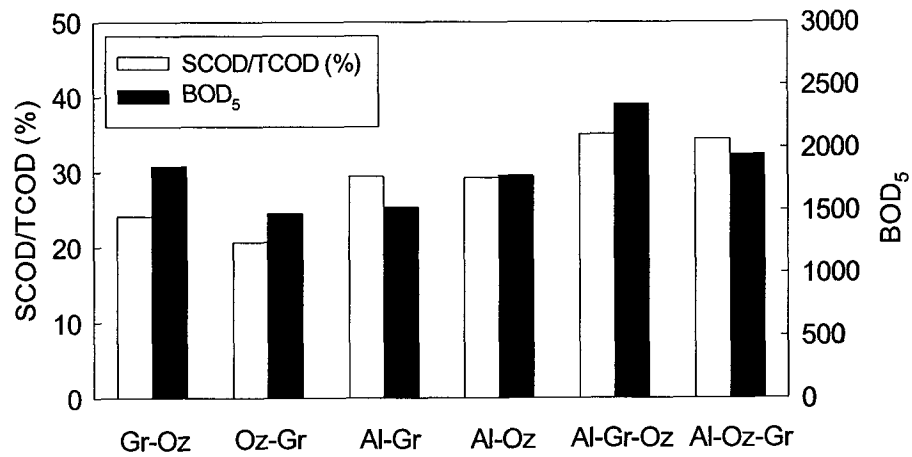
(b)

Figure 3-40. 다양한 처리방법에 의한 (a) 질소분포 변화와 (b) SCOD/TN 변화
(감마선 조사 : Gr, 오존산화 : Oz, 알칼리처리 : Al).

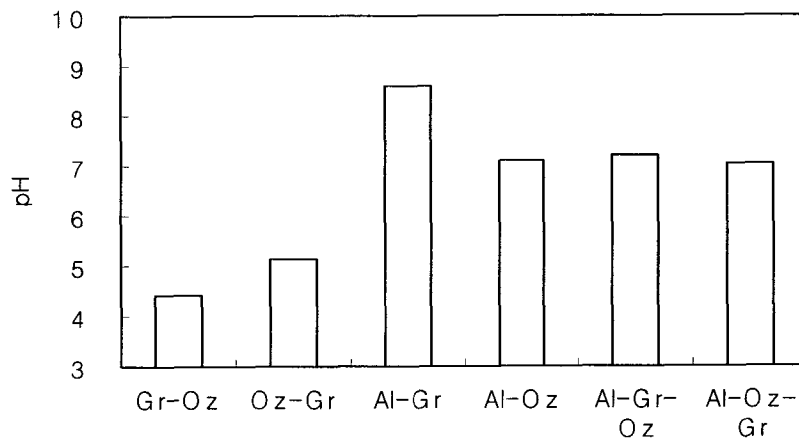
본 연구에서는 궁극적으로 생물학적 탈질반응에 투입하기 위한 외부 유기탄소원을 잉여하수슬러지로부터 회수하는 공정을 최적화하고자 하는데 있다. 즉, 기존의 주된 가용화방법의 결합을 통하여 유기탄소원의 회수효율을 극대화하면서, 이때의 T-N에 대한 생물학적으로 이용가능한 유기물 함량의 비율을 최대화하고, pH 7 부근으로 pH가 변화하도록 함으로써 추가적인 pH 조정과정을 없애고자 하는데 있다. 이를 위하여 세 가지 가용화방법(감마선처리(Gr), 오존처리(Oz), 알칼리처리(Al))의 결합순서를 각기 달리하여 [감마선처리-오존처리(Gr-Oz)], [오존처리-감마선처리(Oz-Gr)], [알칼리처리-감마선처리(Al-Gr)], [알칼리처리-오존처리(Al-Oz)], [알칼리처리-감마선처리-오존처리(Al-Gr-Oz)], [알칼리처리-오존처리-감마선처리(Al-Oz-Gr)] 등 총 6가지의 경우에 대하여 유기탄소원 회수특성을 비교하여 보았다.

먼저, 유기물의 가용화와 생물학적 이용가능성 측면(Figure 3-41(a))에서는 세 가지 방법을 결합한 경우([알칼리처리-감마선처리-오존처리], [알칼리처리-오존처리-감마선처리])의 SCOD/TCOD가 각각 35.0%, 34.4%로 효율이 높게 나타났으며, 이때의 BOD₅도 각각 2340 mg/l, 1940 mg/l로 향상되어 상대적으로 [알칼리처리-감마선처리-오존처리]의 결합방법이 보다 효과적임을 보여주고 있다. 반

응후 pH 변화(Figure 3-41(b))도 산화공정들만으로 가용화처리한 경우([감마선 처리-오존처리], [오존처리-감마선처리]) 각각 4.4, 5.1까지 pH가 감소하였고, [알칼리처리-감마선처리]시에는 반대로 8.6까지 증가하였으나, 오존산화공정이 결합됨에 따라 각각 pH 7 부근으로 감소되어 추가적인 pH 조정과정없이 바로 생물학적 탈질공정으로 투입이 가능함을 보여주고 있다.



(a)

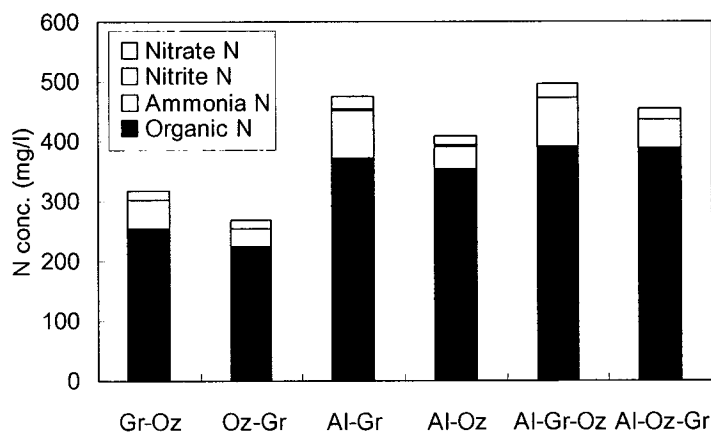


(b)

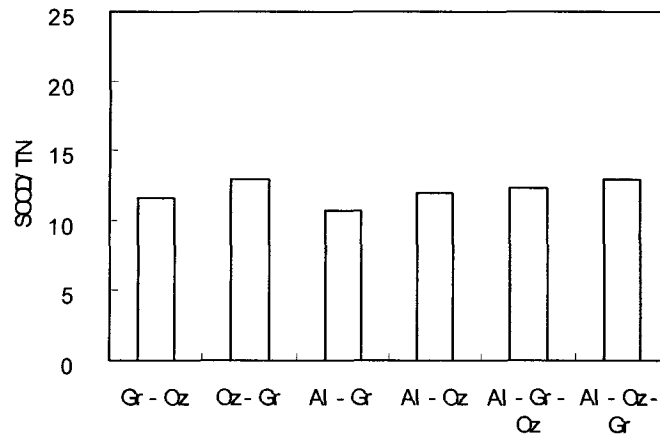
Figure 3-41. 다양한 병용처리에 의한 (a)슬러지 가용화와 (b)pH 변화 (감마선 조사 : Gr, 오존산화 : Oz, 알칼리처리 : Al).

각각의 결합순서에 따른 질소화합물의 변화 특성을 살펴보면, 세 가지 방법을 모두 결합함에 따라 T-N 함량이 높게 나타나나, SCOD/T-N 비율 측면에서는 12.4~12.9로 다른 두 가지 공정을 결합한 경우와 비슷한 수준으로 나타나고 있다. 이와 같이 탈질반응을 위해서 탄소원은 가능한한 생물학적 이용가능한 유기물의 농도는 높아야 하고, 질소함량은 낮아야 한다. 그러나 본 연구에서와 같이 박테리아 등이 주요 성분인 하수슬러지로부터 유기탄소원을 회수하게 되면 필연적으로 질소성분도 함께 증가하여 탈질반응을 위한 유기탄소원으로는 바람직하지 않을 수 있으나, 이 유기탄소원중의 T-N의 농도는 처리해야 할 하수중의 T-N 농도에 비해서는 매우 일부분에 지나지 않기 때문에 크게 고려할 필요가 없다. Figure 3-42(a)에서 보듯이, 질소화합물은 주로 유기질소 형태로 존재하며 77.9~86.7%이었고, NO_3^- -N는 3.8~5.4%로 낮게 나타났다.

이러한 생물학적 탈질공정에 투입되는 외부탄소원을 대체하기 위한 내부탄소원을 개발하는 것은 외부탄소원을 대체하는데서 오는 경제적인 이익은 있으나, 탄소원회수를 위한 추가적인 설비 및 운전비용이 요구되는 경제적인 부담이 따르게 된다. 그러나, 폐기물 발생의 최소화 및 자원의 재활용 측면에서는 필연적으로 이루어져 할 공정이며, 특히 하수슬러지의 해양투기 금지 조치에 따라서 그 필요성이 더욱 높아지고 있다.



(a)



(b)

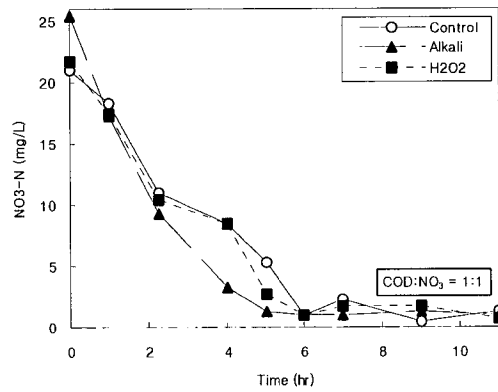
Figure 3-42. 다양한 병용처리에 의한 (a) 질소분포 변화와 (b) SCOD/TN 변화
(감마선 조사 : Gr, 오존산화 : Oz, 알칼리처리 : Al).

라. 탄소원 회수방법에 따른 회분식 탈질효율 평가

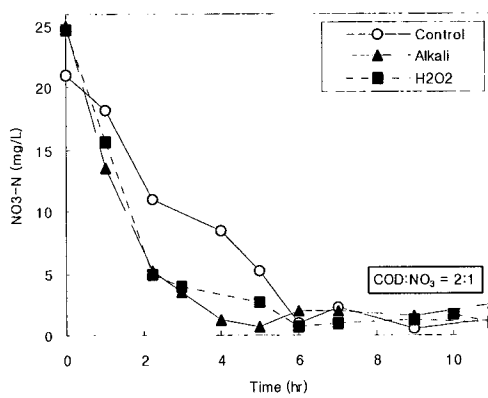
외부탄소원을 첨가하지 않은 대조군과 알칼리 처리 및 과산화수소 전처리하여 얻어진 하수슬러지 상등액을 외부탄소원으로 하여 COD/NO₃ 비 변화에 따른 회분식 탈질 실험을 수행하였다. (Figure 3-43 참조)

COD/NO₃ 비가 1 일 때, 전처리 방법에 따른 탈질효율은 대조군과 큰 차이를 보이지 않으나, COD/NO₃ 비가 증가할수록 NO₃ 저감이 뚜렷하였으며, 과산화수소 처리군보다 알칼리 처리군에서 초기 2~3시간 동안의 NO₃ 저감이 더 현저하였다. 이는 방사선 처리 후 알칼리 및 과산화수소를 주입할 경우, 하수슬러지에 함유되어 있는 미생물이 탈질에 쉽게 사용할 수 있는 탄소원 기질이 증가한 것에 기인한 것으로 판단된다.

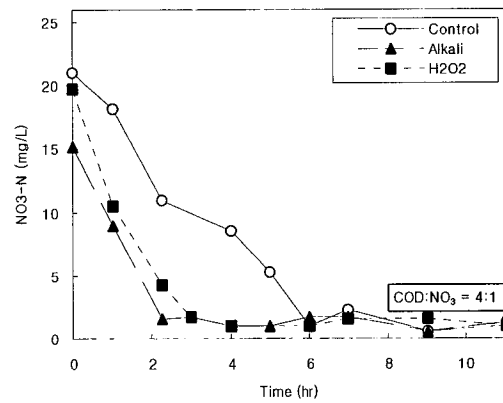
따라서 방사선/알칼리 또는 방사선/과산화수소의 전처리 방법은 하수슬러지로부터 탈질에 소모되는 전자공여체 역할을 하는 탄소원을 추출하는데 유용한 방법으로 사료된다.



(a)



(b)



(c)

Figure 3-43. (a) COD/NO₃=1, (b) COD/NO₃=1, (c) COD/NO₃=1 일 때 전처리 방법에 따른 탈질효율 비교 (○: 대조군, ▲: 방사선/알칼리 처리, ■: 방사선/과산화수소 처리)

마. 회수 탄소원 이용 하수고도처리 시범시설 구축 및 외부탄소원 대체 가능성 연구
 하수처리과정에서 발생하는 슬러지에 대하여 감마선 및 알칼리처리에 의하여 회수된 탄소원으로 생물학적 탈질반응에 필요한 외부탄소원을 대체하고자 하는 목적으로 하수고도처리 시범시설을 구축하여 생물학적 탈질 실험을 수행하였다.(Figure 3-44 참조) 합성폐수(Figure 3-45)와 실제 하수(Figure 3-46)를 대상으로 기존의 외부탄소원인 메탄올을 투입한 경우와 하수슬러지로부터 회수된 탄소원을 투입한 경우의 생물학적 탈질효율 비교하여 하수내 질소 농도(T-N)에

대한 유기탄소원 농도(SCOD)의 비율에 따른 탈질반응 효율을 관찰하였다.

Table 3-13에 나타내었듯이 기존 외부탄소원인 메탄올을 투입한 경우, SCOD:T-N 비율을 120:50, 200:50, 240:50, 300:50으로 증가시켰을 경우, SCOD:T-N 비율이 증가할수록 탈질효율 또한 23.5%에서 55.6%로 증가하였다. 반면, 하수슬러지로부터 회수된 탄소원을 투입한 경우, SCOD:T-N 비율이 증가할수록 탈질효율도 14.3%에서 51.1%로 증가하였다.

모든 조건에서 유출수중의 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 거의 검출되지 않아 질산화효율은 100%에 근접하였으며, $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 제거효율은 SCOD/T-N가 증가할수록 증가하는 경향을 나타내었다. 따라서, 하수슬러지 탄소원은 기존 외부탄소원 보다 탈질효율이 다소 떨어지나, 기존 외부탄소원대비 90% 이상 수준의 탈질효율을 나타내어 기존 공정에서의 외부탄소원인 메탄올을 대체할 수 있을 것으로 판단된다.

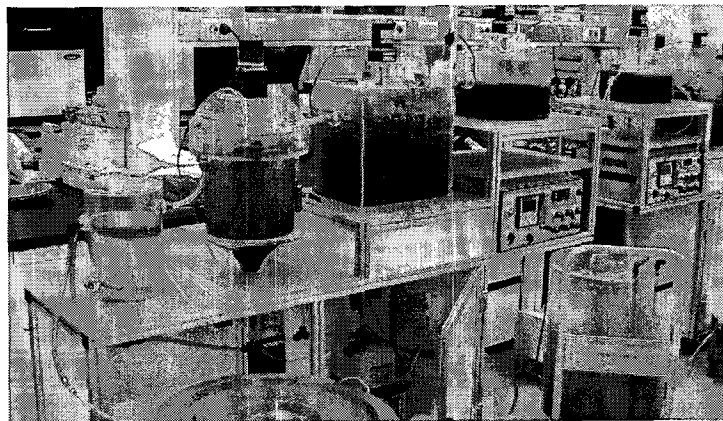
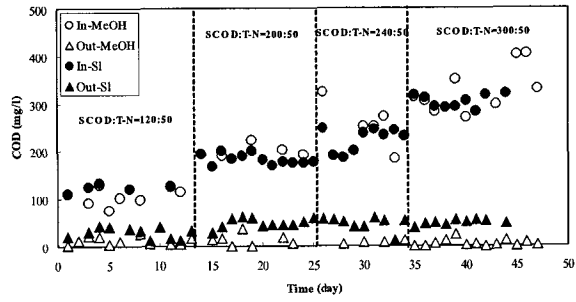
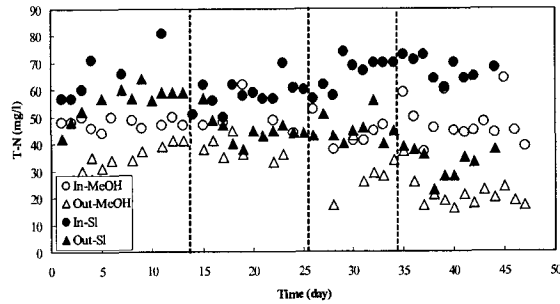


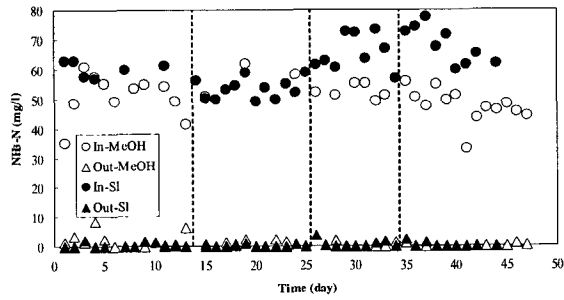
Figure 3-44. 폐자원에서부터 고가자원 생산을 위한 pilot scale 규모의 시범시설



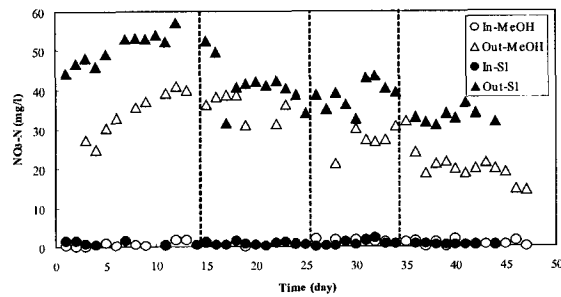
(a)



(b)



(c)



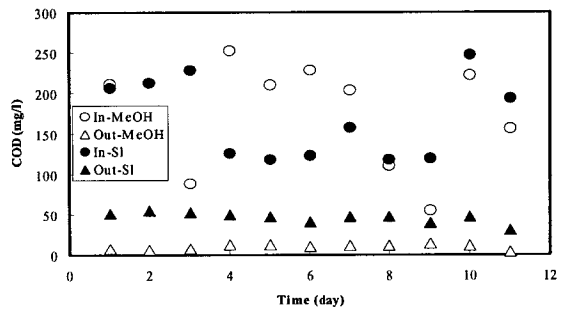
(d)

Figure 3-45. 합성폐수를 이용한 파일럿 규모의 고도처리 시범시설에서의 생물학적 탈질반응 특성; 메탄올조와 회수탄소원조의 유입수와 유출수에서의 (a)COD, (b)T-N, (c)NH₃-N 및 (d)NO₃-N 농도변화

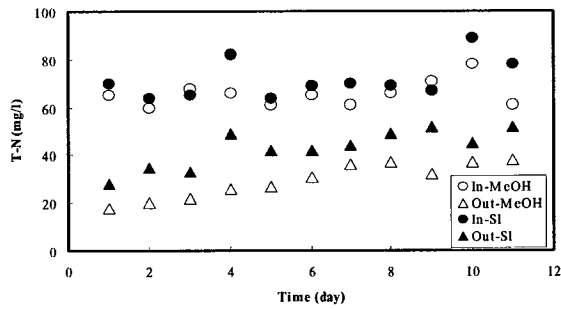
Table 3-13. 메탄올과 회수탄소원을 이용한 생물학적 탈질효율 비교

Carbon source \ SCOD:T-N	120:50	200:50	240:50	300:50
methanol	23.5	24.6	33.2	55.6
sludge	14.3	22.6	31.5	51.1

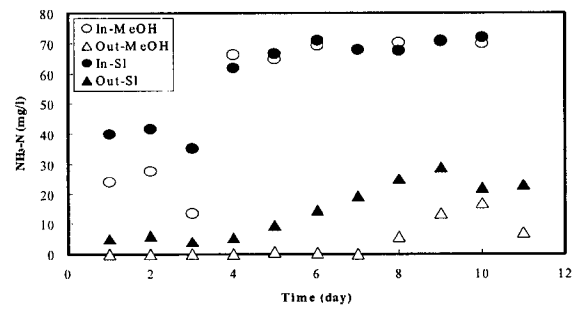
실제 하수를 대상으로 하여 COD:T-N비를 170:64로 하였을 때의 MLE 운전결과를 Figure 3-46에 나타내었다. Figure 3-45의 합성폐수의 경우와 마찬가지로, 메탄올을 이용하였을 경우와 유사한 탈질반응경향을 나타내었다. 메탄올을 외부 탄소원으로 이용하였을 때는 탈질효율이 40.8%, 슬러지로부터 회수된 탄소원을 이용하였을 때는 33.6%의 탈질효율을 나타내었다.



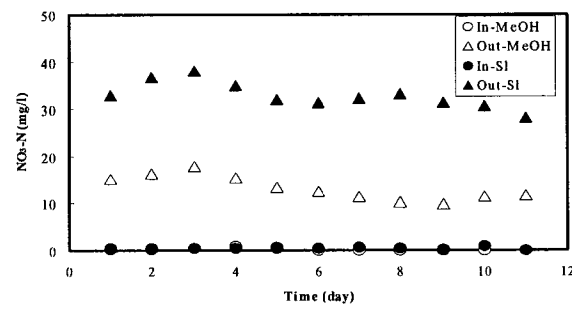
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure 3-46. 실제 하수를 이용한 파일럿 규모의 고도처리 시범시설에서의 생물학적 탈질반응 특성; 메탄올조와 회수탄소원조의 유입수와 유출수에서의 (a)COD, (b)T-N, (c)NH₃-N 및 (d)NO₃-N 농도변화

제 3 절 방사선 이용 수산폐기물로부터 유효자원 생산기술

1. 실험방법 및 재료

가. 글루코사민 회수기술

(1) 키토산의 점성 및 분자량 저감, 대장균 증식억제능 평가

키토산은 탈아세틸화도가 90% 이상의 것으로 식용 또는 화장품 원료로 시판되고 있는 제품(삼성키토피아, SC-001)을 사용하였다. 또한 키토산을 용해하기 위하여 사용한 초산용액의 농도는 예비실험을 통하여 10% (부피비)로 정하였다. 방사선 조사에 사용한 키토산용액은 10% 초산용액을 이용하여 키토산 농도 5%로 제조하여 사용하였다. 글루코사민을 제조하기 위하여 사용된 원료물질은 키틴(삼성키토피아, LVCT-5209)에서부터 출발하였으며, 25~30%의 염산에 30분 동안 침지하여 실험에 사용하였다.

키토산 용액을 대상으로 한 방사선 조사는 고준위 ^{60}Co source (AECL IR-79, Canada)를 이용하여 상온에서 수행하였으며, 이 때 ^{60}Co source의 방사능은 7.4×10^{15} Bq이었다. 방사선 조사에 사용한 키토산 시료는 10% 초산용액에 완전히 용해시킨 후 125 mL 유리병에 준비된 시료를 완전히 채우고 실험에 사용하였다. 조사 시간은 8시간이었고, 조사량은 10~100 kGy이었다.

대장균 배지 (tryptic soy broth, TSB)를 함유한 125 ml 유리병에 키토산 용액을 일정량 주입한 후 NaOH로 pH를 중성으로 조정하였고, 이를 고온고압멸균기로 멸균처리하였다. 또한 대장균 (Hach Co.)을 TSB에서 24시간 동안 배양한 후 100배 희석하여 이의 일정량을 멸균처리된 키토산 및 TSB에 균일한 양을 주입하였고, 이를 37°C에서 약 50시간동안 배양하면서 주기적으로 시료를 채취해 대장균 증식여부를 관찰하였다. 대장균 증식억제능 평가실험에서 적용한 조건은 감마선 조사량 0~100 kGy, 키토산 농도 0~5,000 mg/L이었다.

(2) 폐수산자원으로부터 글루코사민 회수

대상 폐수산자원은 게 또는 새우 껍질 등으로 하였고, 실험에 사용한 원료

물질로는 게 껍질에서 단백질과 칼슘 성분을 제거한 뒤 제품으로 판매되는 키틴 ((주) 삼성키토피아, CT-001)을 사용하였으며, 이의 성상은 Table 3-14와 같다.

Table 3-14. 실험에 사용한 키틴의 성상

항 목	성분규격	결 과	시 험 방 법
성 상	-	적백색	
입 도	-	Flake	T. F. I. 법
탈아세틸화도 (%)	-	-	colloid 적정법
점 도 (cps)	500 이하	-	0.5%-AA&CS at 20℃ Brookfield 점도계
수 분 (%)	10 이하	7.6	Kett 적외선 건조계
회 분 (%)	1.5 이하	1.03	건식회화법 (600℃, 5시간)
질 소 (%)	7 이하	6.15	Kjeldhal 법
비 소 (ppm)	2 이하	N. D.	Ag-DDC 법
납 (ppm)	2 이하	TRC	Dithizone 법

키틴으로부터 글루코사민을 제조하는 방법은 Figure 3-47에 도식화하여 나타내었다. 키틴으로부터 글루코사민을 제조하기 위하여 우선 키틴 200 g을 1 L의 29% HCl에 30분동안 침지하였고, 이를 대상으로 방사선을 조사하였다. 또한 조사한 시료를 80℃에서 0~6 시간 열분해하였고, 활성탄 흡착과 여과에 의하여 미 반응된 키틴을 제거한 후 감압증류에 의하여 건조하였다. 건조된 시료는 메탄올을 이용하여 수회 세척한 후 진공건조하여 제품을 생산하였다.

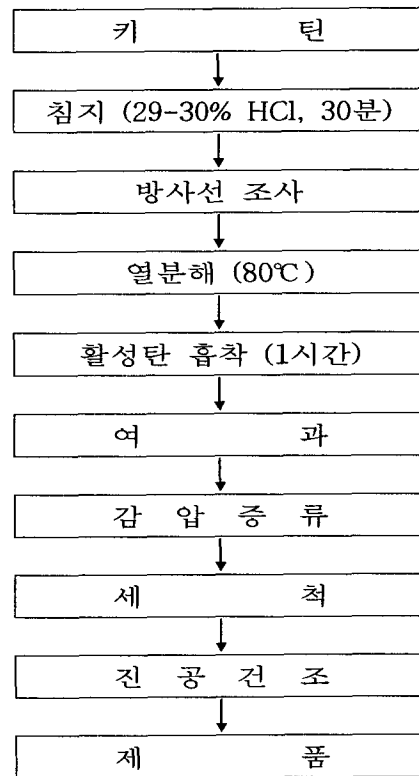


Figure 3-47. 글루코사민 제조 공정.

(3) 분석방법

감마선 조사전후의 키토산 용액 점도 변화는 진동식 점도계 ((주)코아테크, Sine-wave Vibro viscometer SV-10)를 이용하여 상온에서 측정하였다. 분자량분포 특성 변화는 GPC (Gel Permeation Chromatography)를 이용하였다.

대장균 증식억제능 평가실험에서 초기 대장균수는 desoxycholate agar 배지를 사용한 평판집락시험으로 측정하였고, 37°C에서 약 50시간 동안 배양하면서 증식된 대장균 증식여부는 640 nm에서 흡광도 변화를 측정(Varian Model Cary 50 Conc)하여 판단하였으며, 글루코사민 함량은 식품공전에 준하여 측정하였다.

나. 키틴산으로부터 저분자 환원당 회수

(1) 키토산 시료 준비

방사선원은 정읍 방사선연구원의 고준위 ^{60}Co 가 사용되었으며, 선원의 방사능은 $1.47 \times 10^{17} \text{ Bq}$ (= 400,000 Ci)이었다. 실험에 사용된 흡수선량은 0, 2, 10,

50, 120 kGy이었으며, 각 시료는 55 mL 병에 headspace 없이 조사되었다. 키토산 시료는 각각 1 g의 분말 키토산(P-CTS), 4% 용해성 키토산(S-CTS, pH 4.5), 그리고 4% 콜로이드 키토산(C-CTS, pH 5.5) 이었으며, 방사선 조사 직전에 O₂와 N₂O 가스로 증류수(40 mL)를 과포화 시킨 후 15 mL의 키토산 시료와 혼합, 55 mL 병에 headspace없이 채워졌다. (Table 3-15 참조)

Table 3-15. 다양한 물리적 성상의 키토산, 조사선량과 포집가스 종류에 따른 실험조건

Saturation Gases	Irradiation dose (kGy)	S-CTS	P-CTS	C-CTS
O ₂	0	1	7	13
	50	2	8	14
	120	3	9	15
N ₂ O	0	4	10	16
	50	5	11	17
	120	6	12	18

(2) 활성측정을 위한 방사선 조사된 키토산의 처리

방사선 조사된 시료에서 각각 0.9 mL 취하고 1 N의 NaOH 0.2 mL를 넣었으며 원심분리한 후 0.5 mL를 취하여 DNS법으로 환원당을 측정하고 K₂Cr₂O₇/H₂SO₄ 방법으로 탄수화물을 정량하였다.

(3) 분석방법

환원당을 측정하기 위하여 DNS 방법과 TLC (thin layer chromatography)방법이 쓰였으며 조건은 Table 3-16과 같다.

Table 3-16. TLC 분석 조건

Silica gel 60 plates	Merck KgaA, Darmstadt, Germany
Developed n-propanol: ethylacetate: ammonia water: water	6:3:3:1 v/v
Spraying reagent	0.2% Ninhydrin dissolved with 99% ethanol

분해된 저분자 환원당이 키토산올리고당 이라는 것을 HPLC를 이용하여 확인하였다. 사용된 칼럼은 Carbohydrate (3.9 x 300 mm)이었으며 이동상은 CH₃CN와 H₂O (70:30)이 사용되었다. 사용된 검출기는 Refractive Index (RI)이며 유량은 1.0 ml/min이었다.

2. 글루코사민 회수기술

가. 분자량 및 점성 저감

키토산 초산용액의 점성 및 분자량을 저감시키기 위하여 감마선을 10~100 kGy로 조사하였으며, Figure 3-48, 49에 감마선 조사량 증가에 따른 시료의 점성 및 분자량 변화를 각각 나타내었다. 이에 의하면 10% 초산을 이용하여 5% 키토산 용액을 제조하였을 때 시료의 점성은 467 mPa·s이었으나, 조사량이 증가함에 따라 시료의 점성은 급격히 감소하여 20 kGy의 조사량을 적용하였을 때 시료의 점성은 9.8 mPa·s로 감소하는 것으로 나타났다. 그러나 대부분의 점성 감소는 20 kGy 이하의 조사량에서 진행되었고, 20 kGy 이상의 조사량에서는 큰 차이가 없는 것으로 나타났으며, 100 kGy를 조사하였을 때 시료의 점성은 2.43 mPa·s까지 감소하는 것으로 나타났다.

시료의 분자량은 조사량 증가에 따른 점성의 변화와 유사하게 조사량이 증가함에 따라 감소하는 것으로 나타났으며, 중량평균분자량(M_w)이 수평균분자량(M_n) 보다 큰 폭으로 감소하는 것으로 나타났다. M_w와 M_n은 40 kGy이하의 조사량에서는 크게 감소하였지만 40 kGy 이상의 조사량에서는 분자량 감소폭은 둔화되는 것으로 나타났다. 또한 M_w/M_n은 조사량이 증가함에 따라 거의 선형적으로 감소하는 것으로 나타났는데, 이는 시료내 존재하는 물질의 분자량 분포가 조사량이 증가함에 따라서 균일한 물질로 전환됨을 의미한다.

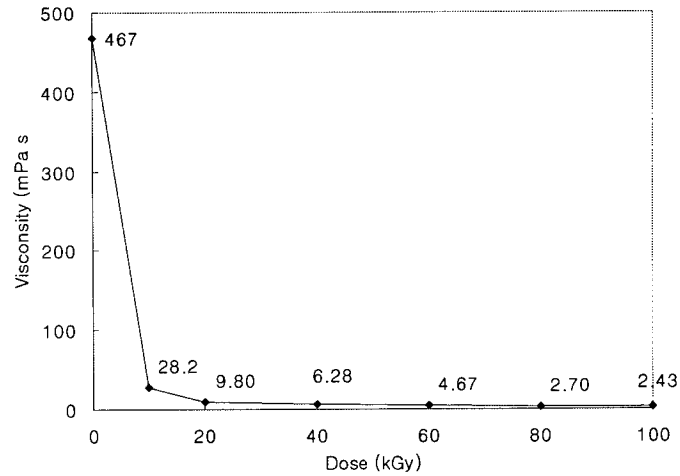


Figure 3-48. 조사량 증가에 따른 점성변화.

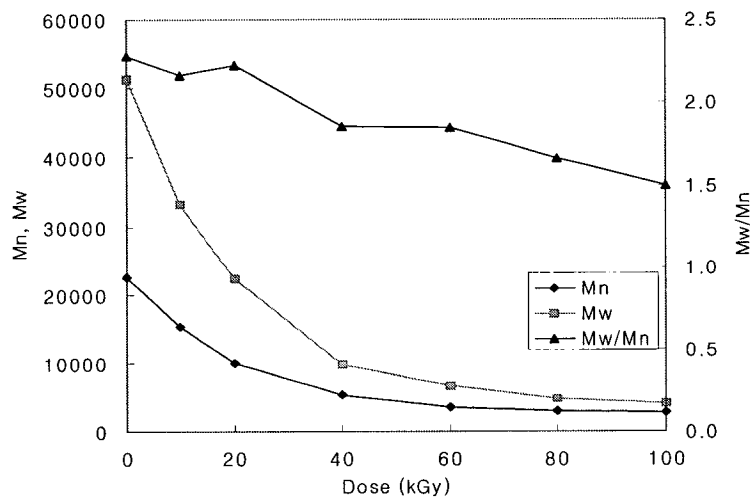


Figure 3-49. 조사량 증가에 따른 분자량분포 특성변화.

나. 대장균 증식억제능 평가

(1) 주입량 증가에 따른 대장균 증식억제능

키토산 초산용액을 TSB에 주입하여 키토산 농도를 0~1,000 mg/L로 조정하고, pH를 조정하였고, 이를 고온·고압으로 멸균 처리하였다. 또한 또 다른 TSB에 대장균을 접종하여 24시간 동안 배양한 후 이를 100배 희석하여 일정량을 각각의

멸균된 키토산 초산용액을 함유한 TSB에 주입하고, 37°C에서 약 50시간동안 배양하면서 대장균 증식여부를 관찰하였다. Figure 3-50은 키토산 주입량을 달리 하였을 때 배양시간 경과에 따른 대장균 증식에 따른 흡광동 변화를 나타내고 있다. 이에 의하면 키토산을 함유하지 않은 TSB의 경우 배양 시간 6시간 경과 후 대장균이 크게 증가하여 거의 포화상태에 도달하는 반면 키토산이 함유된 TSB에서는 대장균의 증식속도가 지연되고 증식량 또한 키토산을 주입하지 않은 TSB에 비하여 적은 것으로 나타났다. 또한 키토산 농도가 높을수록 대장균 증식은 억제되는 것으로 나타났으며, 키토산 주입량 600 mg/L 이상에서는 대장균 증식이 배양시간 내에 완전히 억제되는 것으로 나타났다. 이는 키토산이 가지고 있는 항균력 때문인 것으로 사료된다.

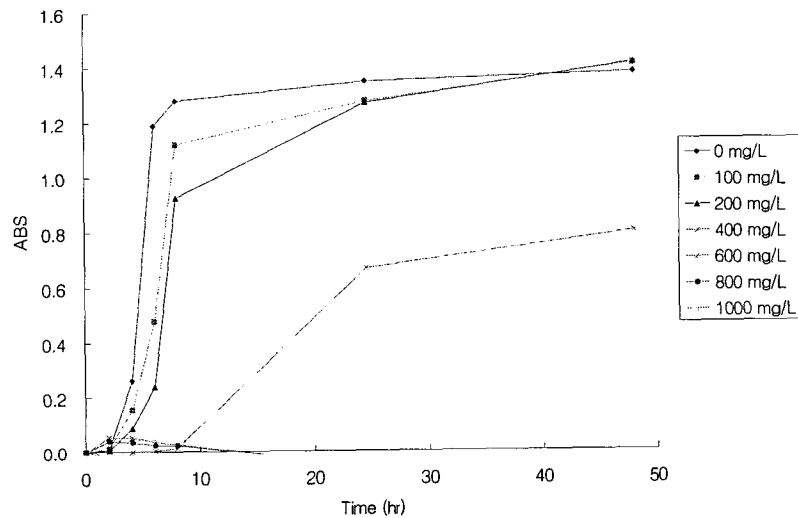


Figure 3-50. 키토산 주입량 변화에 따른 대장균 증식억제능 변화

(2) 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능

감마선을 0~100 kGy로 조사한 키토산을 TSB에 각각 0~5,000 mg/L로 주입한 후 배양 시간 경과에 따른 대장균의 증식을 조사하였으며, 이를 Figure 3-51~57에 각각 나타내었다. 이에 의하면 키토산 주입량 100 mg/L에서 대장균 증식은 60 kGy 이하의 조사량을 조사하였을 때에는 감마선을 조사하지 않은 키토산을 주입하였을 때보다 대장균 증식억제능이 우수하였고, 가장 낮은 조사량인 10 kGy에서 대장균 증식억제능이 가장 우수한 것으로 나타났다. 또한 80 kGy 이상

을 조사하였을 때에는 조사하지 않은 키토산을 주입하였을 때보다 대장균 증식 억제능이 다소 낮아지는 것으로 나타났는데, 이는 과도한 조사량에 의한 키토산 고유의 항균력이 상실되었기 때문인 것으로 판단된다.

키토산 주입량 200 mg/L에서는 각각 10, 20 kGy를 조사하였을 때 비조사 키토산을 주입하였을 때보다 대장균 증식억제능이 우수하였고, 각각 40, 60 kGy를 조사하였을 때에는 비조사 키토산을 주입하였을 때의 증식억제능과 유사한 결과를 나타내었으며, 각각 80, 100 kGy를 조사하였을 때에는 비조사 키토산의 대장균 증식억제능 보다 다소 낮은 결과를 나타내었다. 키토산 주입량 400 mg/L 이상에서는 비조사 키토산의 증식억제능이 가장 우수한 것으로 나타났으며, 키토산 주입량 400 mg/L에서는 조사량이 낮을수록 대장균 증식억제능이 우수하였다. 또한 키토산 주입량 600 mg/L에서는 감마선을 조사하지 않은 키토산을 주입하였을 때 대장균 배양기간 내에 대장균의 증식이 완전히 억제되었고, 조사량이 낮을수록 대장균 증식억제능이 우수하였으나, 60 kGy~100 kGy를 적용하였을 때가 10~40 kGy를 적용하였을 때 대장균 증식억제능이 우수한 것으로 나타났다. 키토산 주입량 1,000 mg/L에서는 0~40 kGy를 조사하였을 때 대장균 증식이 완전히 억제되었으며, 60~100 kGy를 조사하였을 때에도 600 mg/L를 주입한 경우보다 대장균 증식억제능이 우수한 것으로 나타났고, 키토산 주입량이 5,000 mg/L 일 때는 조사량에 관계없이 대장균 증식이 완전히 억제되는 것으로 나타났다.

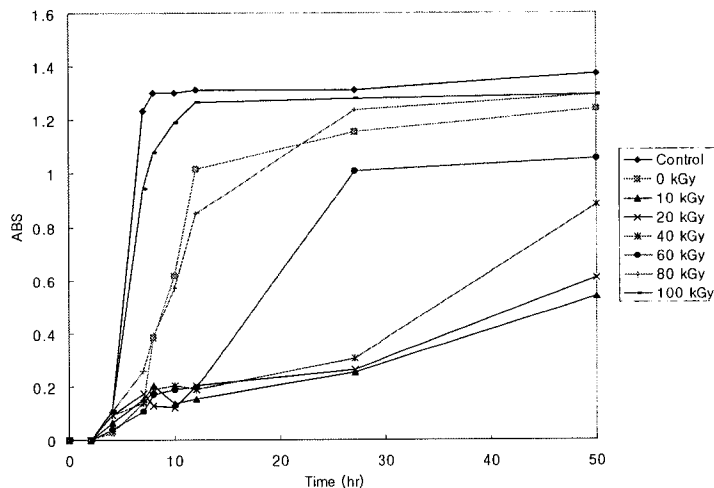


Figure 3-51. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 100 mg/L)

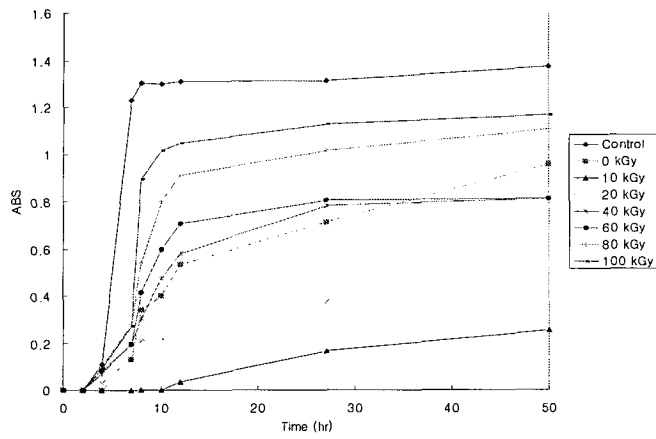


Figure 3-52. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 200 mg/L)

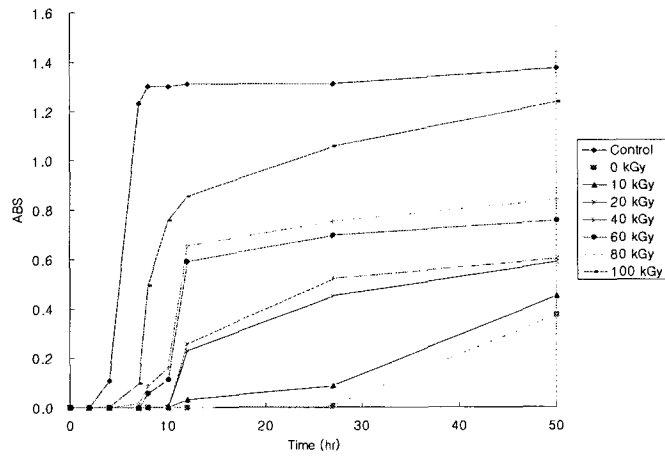


Figure 3-53. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 400 mg/L)

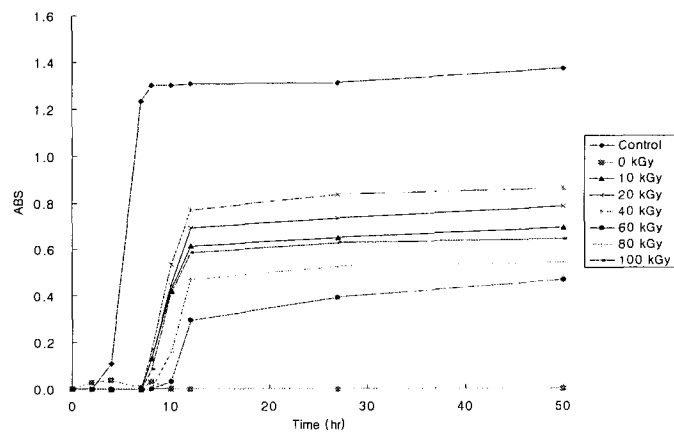


Figure 3-54. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 600 mg/L)

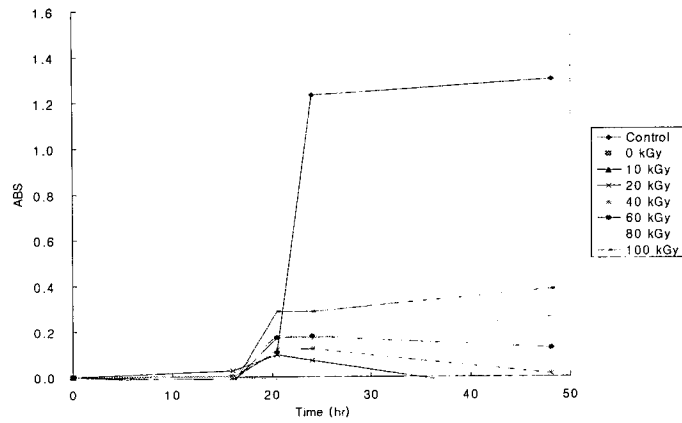


Figure 3-55. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 1,000 mg/L)

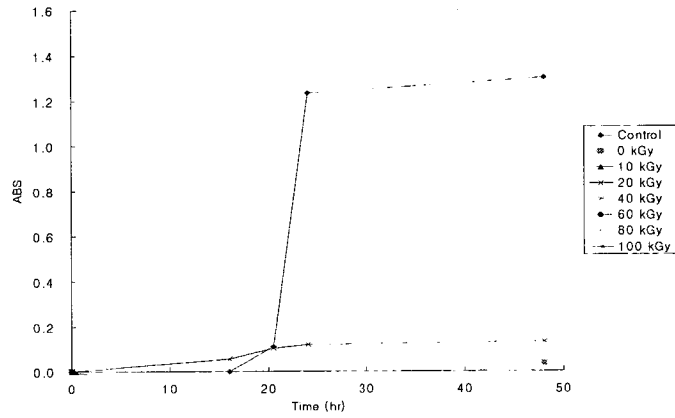


Figure 3-56. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 2,000 mg/L)

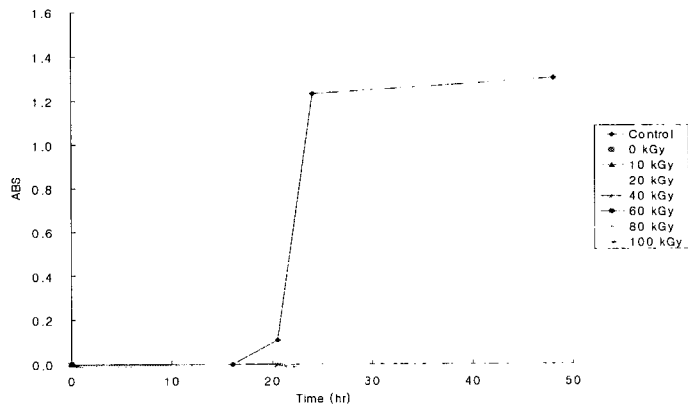


Figure 3-57. 조사량 증가에 따른 대장균 증식억제능 (키토산 주입량 : 5,000 mg/L)

다. 글루코사민 수득률 향상

(1) 방사선 조사량 변화에 따른 글루코사민 생성

키틴 100 g에 화학제로서 25 % 염산을 500 ml 첨가하여 30분 동안 침지시켜 키틴의 산 수용액을 제조하였다. 제조된 키틴의 산 수용액에 Co^{60} 으로부터 발생하는 감마선을 10, 50, 100 kGy로 조사하였으며, 세척 및 건조과정을 통하여 분말 상태의 글루코사민을 생성하였고, 이의 무게를 측정하였고, HPLC를 이용하여 순도를 측정함으로써 글루코사민의 생성량을 측정하였다. 결과는 Table 3-17과 Figure 3-58에 본 실험에 사용된 키틴의 무게에 대한 글루코사민 생성무게에 대한 상대적 수치로 계산하여 나타내었다.

이에 의하면 글루코사민의 양은 조사량이 증가함에 따라 증가하는 것으로 나타났다으며, 방사선 조사량을 각각 0, 10, 50, 100 kGy를 조사하였을 때 생성되는 글루코사민의 양은 각각 0.0, 20.1, 34.8, 44.4%인 것으로 평가되었다.

Table 3-17. 방사선 조사량 변화에 따른 글루코사민의 생성량

화학제	방사선 조사량(kGy)	글루코사민 생성량(%)
29% 염산, 500 ml	0	0.0
25% 염산, 500 ml	10	20.1
	50	34.8
	100	44.4

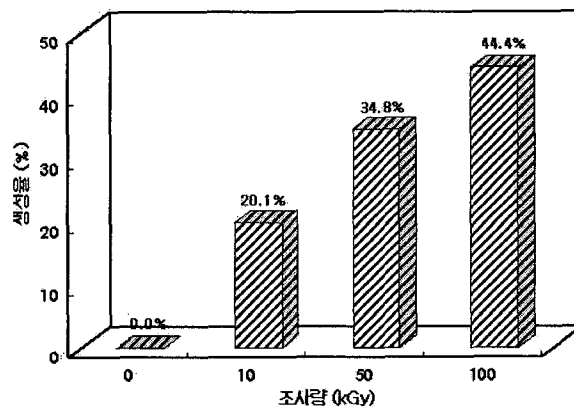


Figure 3-58. 방사선 조사량 변화에 따른 글루코사민 생성량 변화.

(2) 방사선 조사 후 열분해 시간 변화에 따른 글루코사민 생성

방사선 조사한 후 글루코사민 수득률을 증대시키기 위한 후처리로서 증탕방식에 의하여 열분해를 수행하였으며, 이 때의 조건은 Table 3-18에 나타내었고, 이 조건에서 글루코사민 생성량은 Figure 3-59에 나타내었다. 이에 의하면 글루코사민 생성량은 열분해 시간이 증가함에 따라 증가하는 것으로 나타났으며, 단순한 열분해만을 적용한 공정보다는 방사선 조사공정을 전처리 공정으로 적용하고, 후처리로 열분해 공정을 적용하였을 때 글루코사민 수득율을 한층 더 증가시킬 수 있는 것으로 조사되었다.

Table 3-18. 방사선 조사와 열분해공정을 병행한 글루코사민 생성 조건

화학제	방사선 조사량 (kGy)	열분해 시간(h)
29% 염산, 500 ml	0	0, 0.5, 2, 6
	10	0, 0.5, 2, 6
25% 염산, 500 ml	50	0, 0.5, 2, 6
	100	0, 0.5, 2, 6

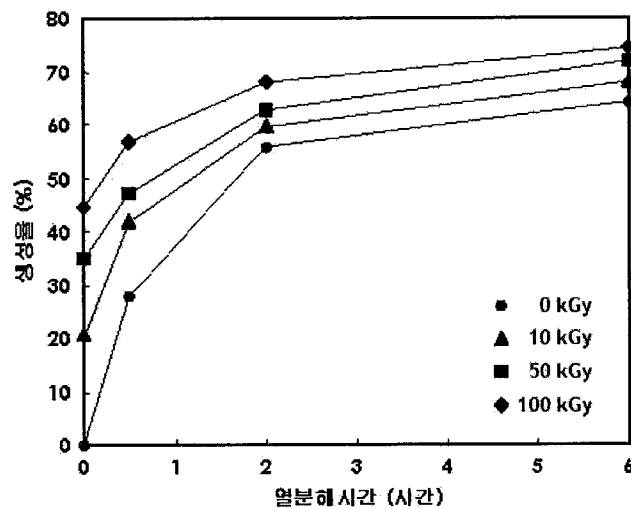


Figure 3-59. 방사선 조사후 열분해시간 변화에 따른 글루코사민 생성량 변화.

3. 방사선이용 키토산으로부터 키토산올리고당 회수

Figure 3-60에서 나타난 바와 같이 1, 4번은 방사선을 조사시키지 않은 기질로서 NaOH를 넣었을 때 침전이 대량 생성된 되었고, 조사선량이 높을수록 침전물은 적게 나타난 것을 알 수 있다. 따라서 방사선 조사선량이 높을수록 환원당 수득률이 높음을 간접적으로 알 수 있다. 다음 Table 3-19에서 나타난 바와 같이 550 nm에서 측정된 환원당은 수득률은 4% S-CTS가 가장 높았으며, 조사선량이 높을수록 증대됨을 알 수 있다. Table 3-20에서 나타낸 바와 같이 645 nm에서 측정된 탄수화물 또한 환원당과 마찬가지로 S-CTS가 가장 높았으며, 조사선량이 높을수록 증대됨을 알 수 있다.

첨가된 라디컬 포집가스로는 O_2 와 N_2O 가 사용되었으며 환원당 수득률에 있어서는 큰 차이를 보여주지 않았으나 N_2O 가 약간 높은 수준을 보여주었다. O_2 분자는 방사선 조사시 생성된 e_{aq}^- 와 $\cdot H$ 과 반응하여 또다른 산화 라디컬인 $HO_2\cdot$ 과 $O_2\cdot^-$ 를 만들어 고분자 다당체의 산화에 참여해 올리고당 생성 수율을 높이는 것을 알 수 있다. 마찬가지로 N_2O 분자는 O_2 와 마찬가지로 e_{aq}^- 와 $\cdot H$ 와 반응하여 강력한 산화 라디컬인 $\cdot OH$ 를 만들어 높은 산화력을 보여 주었다.

TLC 방법에 의한 환원당 측정결과 Figure 3-61에 나타낸 것과 같이 시료 2,3,5, 그리고 6에서 높은 환원당 수득률을 보여주었다. DNS와 TLC방법 등을 이용하여 확인된 환원당은 HPLC분석을 통하여 키토산올리고당 임을 확인하였다.

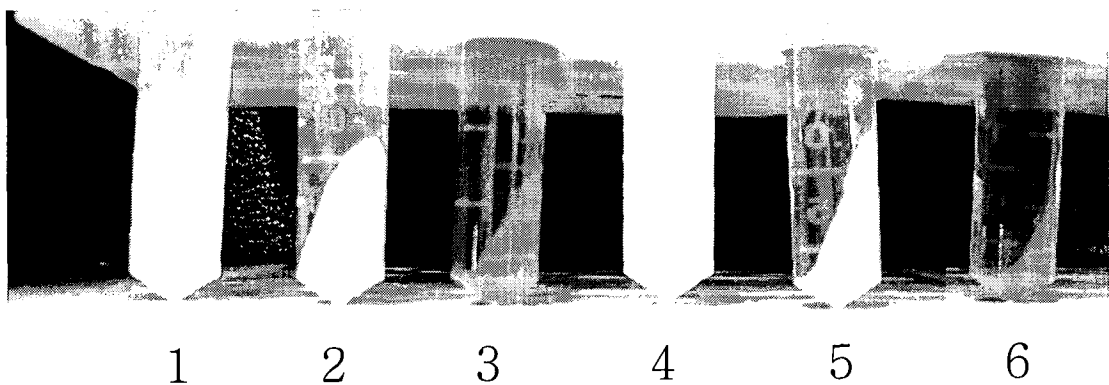


Figure 3-60. 방사선 조사후 NaOH를 첨가하여 침전시킨 결과

Table 3-19. 방사선량과 첨가된 포집가스의 종류에 따른 환원당의 수득률

Saturation Gases	Irradiation dose (kGy)	S-CTS	P-CTS	C-CTS
O ₂	0	0	0	0
	50	7.84	0	0.98
	120	26.41	0	2.05
N ₂ O	0	0	0	0
	50	12.2	0	1.05
	120	27.68	0	2.46

Table 3-20. 방사선량과 첨가된 포집가스의 종류에 따른 탄수화물의 수득률

Saturation Gases	Irradiation dose (kGy)	S-CTS	P-CTS	C-CTS
O ₂	0	0	0	0
	50	1.28	0	0.22
	120	4.61	0	0.5
N ₂ O	0	0	0	0
	50	3.87	0	0.25
	120	4.7	0	0.55

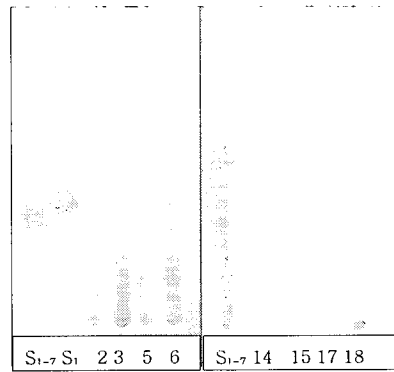


Figure 3-61. 키토산으로부터 얻어진 환원당의 TLC 분석결과.

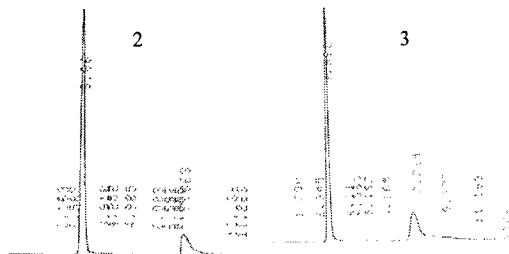


Figure 3-62. 방사선조사후 키토산으로부터 얻어진 키토산올리고당의 HPLC분석결과

결과적으로 키틴과 키토산으로부터 키토올리고당 및 키토산올리고당의 생산수율을 증대시키기 위해서 방사선조사 방법은 매우 효과적인 것으로 사료된다. 기존 생산방식보다 반응시간을 단축시키고 2차환경 오염을 줄일 수 있는 것으로 보여지며, 평균공정단계 또한 줄일수 있었다. 따라서 방사선기술을 이용하여 키틴과 키토산과 같은 고분자 다당체로부터 저분자인 올리고당을 수득율을 높이기 위해서 다음 사항이 고려되어야 함을 알수 있다: 1) water radiolysis로 발생된 라디칼과 반응을 극대화 하기 위하여 시료의 물성이 중요하며, 본실험에서 나타난바와 같이 soluble상태가 가장 높은 수율을 보여주었다. 2) 방사선 조사선량이 높을수록 환원당 및 탄수화물이 높게 얻어졌으나 경제성과 정확한 분자량의 올리고당을 생성하기 위해서는 적정 선량이 선택되어야 한다. 3) O₂와 N₂O같은 라디칼 포집가스를 첨가하였을 때 올리고당 수득율이 월등이 높게 나타났다.

제 4 절 결 론

유기성폐기물 처리 및 재활용을 위하여 방사선 기술과 기존 환경공학기술을 융합하여 하수슬러지 처리 및 유효자원 회수에 관한 연구결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 슬러지에 방사선을 조사하면 입자 세포벽이 파괴 되어 체외 고분자 물질의 용출이 증가하였다. 또한 방사선을 조사한 슬러지는 입자 내부에 존재하는 일부 수분이 유출되어 최종 탈수 케이크의 함유 수분이 약 7% 정도 감소하였다. 방사선 조사 후 슬러지의 COD 분해율을 측정된 결과 슬러지 입자가 다량 분해 되었다. 방사선 조사 후 폐수산자원인 불가사리를 물리개량제로 첨가하여 최고 20 %이상 슬러지의 함수율을 저감시켰다.
2. 슬러지 내 미생물 멸균을 위한 적정조사선량 도출결과 1 kGy의 낮은 방사선량에서도 일반세균의 경우 활성슬러지와 농축슬러지 모두 99.9%이상의 사멸

을을 나타내어 병원균등 위생학적 측면에서 문제시될 수 있는 대부분의 미생물들이 살균될 수 있음을 보여주었다.

3. 하수슬러지의 퇴비화시 방사선을 조사할 경우 슬러지 내 가용성 유기물이 증가하여 퇴비단의 미생물 활동도를 증가하였다. 퇴비 숙성에 도달하는 소요시간도 방사선을 조사할 경우 최고 22일이 단축되었다. 또한 하수슬러지를 퇴비화 할 때 전자선을 조사하면 조사하지 않는 경우에 비하여 상대적으로 높은 발아지수를 나타내어 전자선 조사에 의한 독성저감 및 퇴비화 효율이 향상된 것을 확인하였다. 퇴비화 60일 후의 발효퇴비의 부산물 비료로서의 적합성을 평가한 결과 농림부의 퇴비 공정 규격에 전 항목에서 기준 이하의 양호한 수치를 나타내 방사선 조사 및 보조제 첨가에 따른 발효퇴비의 저해영향은 나타나지 않았다.
4. 방사선을 이용한 하수슬러지의 독성저감을 위하여 25 kGy의 선량으로 조사할 경우 대부분의 다환방향족탄화수소류는 99% 이상 제거되었고, 일부의 경우 70% 제거되었다. 또한 다환방향족탄화수소류의 분해산물에 대한 급성독성평가 결과 방사선의 높은 에너지에 의하여 이들의 독성이 획기적으로 저감됨을 확인하였다.
5. 방사선에 의한 항균제의 분해는 Cefaclor의 경우 0.8 kGy 조사했을 때 완전 분해 되었으며, Oxytetracycline의 경우 1 kGy 조사했을 때 90% 이상 분해되었다. 또한 포집가스를 사용하지 않았을 때 Cefaclor는 100 kGy조사시 90% 이상이, Oxytetracycline의 경우 40 kGy에서 약 27% 이상이 무기화가 되었다. 반면, 아산화질소 가스를 첨가제로서 충전시킨 후 감마선 조사를 하였을 경우엔 Cefaclor는 20 kGy, Oxytetracycline는 30 kGy 이상에서 100%에 가까운 무기화 효율을 보여주어 방사선과 포집가스 병용 처리가 항균제 제거에 최적의 공정임을 확인하였다.
6. 방사선 처리, 알칼리 처리, 오존처리의 각 단위공정의 결합방법에 따른 유

기물의 가용화와 생물학적 이용가능성을 확인한 결과 [알칼리-방사선-오존] 공정의 SCOD/TCOD가 34.4%, BOD₅가 1,940 mg/l로 가장 효과적인 방법으로 확인되었다. 또한 방사선을 이용하여 회수한 탄소원과 상용 유기탄소원인 메탄올을 이용한 파일럿 규모의 하수고도처리 시범시설을 운영한 결과, 기존 외부 탄소원대비 90% 이상 수준의 탈질효율을 나타내, 기존 공정에서 사용하는 외부탄소원인 메탄올의 대체 가능성을 확인하였다.

7. 초산 용액에 키토산 농도를 5%로 하였을 때 20 kGy를 조사하였을 때 점성은 초기 467 mPa·s에서 9.80 mPa·s로 뚜렷한 감소를 나타내었다. 키틴을 산처리 후 방사선 처리하였을 때, 글루코사민 생성량은 조사량이 증가할수록 높아지는 것으로 조사되었으며, 조사량이 증가하였을 때 글루코사민 회수율은 최고 44.4% 증가하였다. 또한, 글루코사민의 생성량을 증대시키기 위하여 방사선 조사 후 열분해 공정을 적용한 결과 열분해시간이 증가할수록 글루코사민의 생성량이 월등히 증가하였다.
8. 키토산으로부터 키토산올리고당의 생산수율을 증대하기 위해서 방사선조사 방법은 매우 효과적인 것으로 나타났다. O₂와 N₂O 가스 충전후 방사선 조사 시 산화 라디칼의 반응을 극대화 시킬 수 있었으며 환원당 수득률을 최고 27.68%까지 증가하였다. 방사선 조사선량이 높을수록 환원당 및 탄수화물이 높게 얻어졌으나 경제성과 정확한 분자량의 올리고당을 생성하기 위해서는 적정 선량이 선택되어야 한다.

제 4 장 연구개발목표 달성도

1. 방사선 및 탈수개량제를 이용한 하수슬러지 최종 발생량 감량화 :
조사선량, pH, 총고형분 농도에 대한 탈수 영향인자 평가를 완료하였으며, 방사선(1~20 kGy) 조사 및 수산폐기물인 불가사리를 활용하여 제조한 탈수증진 보조제(3g/100mL 슬러지)를 첨가하여 하수슬러지 탈수케이크의 함수율을 최대 20% 저감함으로써 목표를 달성하였다.
2. 하수슬러지 미생물 분포 특성 및 미생물 멸균 특성 규명 :
계절별, 하수처리 공정별 미생물과 유기물의 분포특성을 규명하였고, 방사선을 10 kGy 이하의 선량으로 조사하여 슬러지 내 일반세균 및 대장균을 99% 이상 사멸하는 기작을 규명함으로써 목표를 달성하였다.
4. 슬러지의 PAHs, 항생제 및 항균제 저감기술 :
생물학적으로 안전한 재활용을 목적으로 하수슬러지 함유 미량 유기독성물질을 방사선을 이용하여 효율적으로 제거 하였으며 분해산물의 독성평가를 완료하여 목표를 달성하였다.
3. 하수슬러지 재활용 기술 :
방사선 전처리에 의하여 하수슬러지의 퇴비화 시 휘발성유기물 용출을 용이하게 하였고, 그에 따른 부숙도 향상과 발아율이 향상되었다. 또한 토양주입을 통한 채소류 및 수목류의 field test를 통하여 퇴비성능을 검증함으로써 목표를 달성하였다.
5. 방사선 융합기술과 기존기술의 경제성 평가 :
해양투기 되고 있는 하수슬러지(1,625,676톤/연)의 30%에 해당하는 양을 본 과제에서 개발된 기술을 이용하여 재활용하여 농지주입에 사용 경우의 경제성을 평가함으로써 목표를 달성하였다.

6. 하수슬러지로부터 탄소원 회수를 통한 폐기물 자원화 :
방사선, 과수, 알칼리, 오존의 단독처리 및 병합처리에 의하여 생성한 탄소원을 고도하수처리 시 탈질기질로 사용하는 기술을 개발함으로써 목표를 달성하였다.

7. 수산폐기물로부터 고가자원 회수 기술 :
수산폐기물인 게껍질에 다량 함유된 키틴 및 키토산의 분자량 저감기술을 개발함으로써 전처리기술을 개발하였고, 기존기술 대비 글루코사민(44%, 100 kGy)과 키토산올리고당(27%, 120 kGy)의 수득률을 증대시킴으로써 목표를 달성하였다.

8. 하수슬러지 탈수증진 시범시설 설계/제작 및 설치 :
일처리 용량 1톤 이상의 하수슬러지 전자선 자동 조사장치와 조사시료 자동 탈수 시범시설을 설계/제작 및 설치/운영함으로써 목표를 달성하였다.

9. 오수고도처리 시범시설 구축 :
합성폐수와 실제 하수를 대상으로 고도처리를 목적으로 기존의 외부탄소원인 메탄올과 하수슬러지로부터 회수된 탄소원의 질소성분의 농도(T-N)에 대한 유기탄소원 농도(SCOD)의 비율에 따른 탈질율을 비교, 평가함으로써 목표를 달성하였다.

제 5 장 연구개발 결과의 활용계획

1. 하수처리장 발생 슬러지 저감에 활용.
2. 농업용 고품질 위생퇴비 제조업 및 산림녹화 사업에 활용.
3. 수질 함유 유기독성물질을 제거하여 청정 수자원 확보에 활용.
4. 하수처리장 고도처리시설에 활용.
5. 고가자원 회수기술을 건강보조식품 제조산업에 활용.
6. 본 기술의 홍보를 통한 원자력에 대한 대국민 인식 제고에 활용.

여 백

제 6 장 참고문헌

1. 김동환, 옥곤, 서울시 토양 중 다환방향족탄화수소의 농도특성에 관한 연구, 한국환경과학회지, 14(1), 71-80, (2005)
2. 남영우 외, 과산화수소에 의한 탈수 슬러지로부터 유기산 생성특성, 대한환경공학회지, 26, 649-656, (2004)
3. 남재작, 소규호, 박우균, 조남준, 이상학, 가스크로마토그래피-이온트랩질량 분석법을 이용한 하수슬러지 중 다핵방향족탄화수소(PAHs) 함량분석, 한국환경과학회지, 11(4), 367-373, (2002)
4. 남해욱 외, 침적형생물막 공정의 현장적용가능성을 위한 pilot 연구, 대한환경공학회지, 24, 413-420, (2002)
5. 농업과학기술원, 비료공정규격에 대한 농촌진흥청고시 (2004)
6. 농촌진흥청, 비료공정규격, 농촌진흥청고시 제2005-1호 (2005)
7. 박승한 외, 전처리한 폐가성소다의 생물학적 질소제거공정의 대체탄소원으로의 적용가능성 평가, 대한환경공학회지, 25, 1511-1516, (2003)
8. 신경숙 외, 전자빔처리에 따른 하수슬러지의 가수분해 및 혐기소화특성, 대한환경공학회지, 25, 328-333, (2003)
9. 신경숙, 하수슬러지의 효율적인 처리를 위한 전자빔 응용, 박사학위논문, 충남대학교, (2002)
10. 이강영, 이현경, 정창수, 홍기훈, 하수슬러지 중 다환방향족탄화수소

- (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)의 정량, 한국환경과학회 가을 학술발표회지 13(2), 469-470, (2004)
11. 정인철 외, 유기폐자원을 이용한 고도하수처리 대체탄소원 개발 및 실플랜트 적용, 한국환경과학회지 13(10), 911-919, (2004)
 12. 한금석 외, 하수슬러지의 펜톤산화 및 생성된 유기산을 외부탄소원으로 이용한 탈질에 관한 연구, 한국폐기물학회지, 22, 308-316, (2005)
 14. 환경부, 2003년 하수종말 처리시설 운영관리 실태분석, (2004)
 15. 환경부, 유기성오니등의 토지개량제 및 매립시설 복토용도로의 재활용방법에 관한 고시, (2000)
 16. 환경부, 하수슬러지 처리의 문제점 및 추진대책, (2003)
 17. Alleman, J.E., Kim, B.J., Quivey D.M., and Equihua L.O., Alkaline hydrolysis of munitions-grade nitrocellulose, Wat. Sci. Tech., 30, 63-72, (1994)
 18. Auslender, V.L., Ryazantsev, A.A., and Spiridonov, G.A., The use of electron beam for solution of some ecological problems in pulp and paper industry, Radiation Physics and Chemistry, 63, 641-645, (2002)
 19. Bae, B.U, Jung, E.S., Kim, Y.R., and Shin, H.S., Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation, Wat. Res., 33(11), 2669-2773, (1999)
 20. Barlindhaug, J. and Odegaard, H., Thermal hydrolysis for the production of carbon source for denitrification, Wat. Sci. Tech., 34,

371-378, (1996)

21. Carberry J.J., Fair J.R., Peter M.S., Schowalter W.R., Wei J., Biochemical engineering fundamentals, 2nd ed. Singapore: McGraw-Hill, INC.; 1986
22. Cho, Y.H., Jeong, C.H., Hahn, P.S., Sorption characteristics of ¹³⁷Cs onto clay effect of mineral structure and ionic strength, J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 205(1), 33-34, (1996)
23. Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D., Standard methods for the examination of water and wastewater 20th ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington DC, USA (1998)
24. Dawson, R.N and Murphy, K.L. The temperature dependency of biological denitrification , Water Research, 6, (1), 71-83, (1972)
25. Duarte, C.L., Geraldo, L.L., Junior, O.A.P., Borrely, S.I., Sato, I.M., and Sampa, M.H.O., Treatment of effluents from petroleum production by electron beam irradiation, Radiation Physics and Chemistry, 71, 443-447, (2004)
26. European Commission, Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 73, (2001)
27. Getoff, N., Radiation-induced degradation of water pollution-State of Art, Radiation Physics and Chemistry, 47, 581-593, (1996)

28. Haung, R.T, Effect of htermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, J.WPCF, 50, 78-85, (1978)
29. Instruction manual for ZetaPlus, Zeta Potential Analyser. Brookhaven Instruments Corporation, (1992)
30. Jih, G.L., Ying, S.M and Chun, C.H., Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high-strength, nitrogenous-wastewater biological-treatment process. Bioresource Technology, 65, 35-42, (1998)
31. Jimeenez, E.I. and Garcia,V.P., Evaluation of city refuse compost maturity, Biological Wastes, 27, 115-142, (1989)
32. Klaning, K., Sehested, K., and Holcman, J. Standard Gibbs Energy of Formation of the Hydroxyl Radicals in Aqueous Solution, J. of Physical Chemistry, 89, 760, (1985),
33. Kopp, J., Dichtl, N., Influence of the free water content on the dewaterability of sewage sludges, Water Science and Technology, 44(10), 177-183, (2001)
34. Kwon, J.H., Ryu, S.H., Park, K., Yeom, I.T. and Lee, Y.H, Volume reduction of sewage sludge by ozone treatment, J. fo the Korean Society of waster and wastewater, 16,2, (2002)
35. Lee, C.H., Liu, J.C., Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning, Advances in Environmental Research, 5, 129-136, (2001)

36. Lee, J.K., Cho, Y.H., Hahn, P.S., Seo, Y.C., Adsorption of Cu²⁺ and Ni²⁺ at solution/mineral (goethite, kaolinite, montmorillonite) interface, J. Korean Society of Environmental Engineers, 20(6), 831-840, (1998)
37. Lee, M.J., et al. Development of a technique for environmental treatment by radiation, KAERI/RR-2010/99 (Final Report), Korea Atomic Energy Institute. Korea, (2002)
38. Lehne, G., Müller, J., Schwedes, J., Mechanical disintegration of sewage sludge. Water Science and Technology, 43(1), 19-26, (2000)
39. Lin, J.G., Ma, Y.S., and Huang, C.C., Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high-strength, nitrogenous-wastewater biological-treatment process, Bioresource Technology, 65, pp. 35-42, (1998)
40. Mikkelsen, L.H., Keiding, K., Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering, Water Research, 36, 2451-2462, (2002)
41. Miller, J., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Naveke, R., Kopp, J., Dichtl, N., Scheminski, A., Krull, R., and Hempel, D.C., Disintegration of sewage sludge and influence on anaerobic digestion, Wat. Sci. Tech. 38(8~9), 425-433, (1998)
42. Ministry of Environment, Statistics of sewerage, Korea, (1998~2004)
43. Obaja, D., Mace, S., and Mata-Alvarez, J., Biological nutrient removal

- by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater, *Bioresource Technology*, 96, pp. 7-14, (2005).
44. Obaja, D., Mace, S., Costa, J., Sans, C., and Mata-Alvarez, J., Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor treating piggery wastewater, *Bioresource Technology*, 87, 103-111, (2003)
45. Quan, Z.X., Jin, Y.S., Yin, C.R., Lee, J.J., and Lee, S.T., Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal, *Bioresource Technology*, 96, 1690-1695, (2005).
46. Rolf-Alexander Düring, Stefan Gäth, Utilization of municipal organic wastes in agriculture : where do we stand, where will we go?, *J. plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 544-556, (2002)
47. Rong Cui, Deokjin Jahng., Nitrogen control in AO process with recirculation of solubilized excess sludge, *Water Res.*, 38(4), 1159-1172, (2004)
48. Sawai, T., Yamazaki, M., Shimokawa, T., Improvement of sedimentation and dewatering of municipal sludge by radiation, *Radiation Physics and Chemistry*, 35, 465-468, (1990)
49. Shanableh, A., Production of useful organic matter from sludge using hydrothermal treatment, *Wat. Res.*, 34, 945-951, (2000).
50. Smith, J.K., Vesilind, P.A., Dilatometric measurement of bound water

- in wastewater sludge, *Water Research*, 29(12), 2621-2126, (1995)
51. Song, K.G., Choung, Y.K., Ahn, K.H., Cho, J., and Yun, H., Performance of membrane bioreactor system with sludge ozonation process for minimization of excess sludge production., *Desalination*, 157, 353-359, (2003)
52. US EPA, Biosolids generation, use and disposal in the United States, US EPA, Municipal and Industrial Solid Waste Division, Office of Solid Waste, EPA 530-R-99-009, 74, (1999)
53. Vaxelalaire, J., Cézac, P., Moisture content in activated sludges : A Review, *Water Research*, 38, 2215-2230, (2004)
54. Vesilind, P.A., The role of water in sludge dewatering, *Water Environment Research*, 66, 4-11, (1994)
55. Wang, M., Yang, R., Shen, Z., Bian, S., and Zhu, Z.. Radiation-induced decomposition and decolorization of reactive dyes in the presence of H₂O₂, *Radiation Physics and Chemistry*, 75(2), 286-291, (2006)
56. Yamazaki, M., Sawai, T., Yamazaki, K., and Kawaguchi, S., Combined γ -ray irradiation-activated sludge treatment of humic acid solution from landfill leachate, *Wat. Res.*, 17, 1811-1814, (1983)
57. Zucconi, F. et al., Evaluating toxicity of immature compost, *BioCycle*, 18, 53-57, (1981)

여백

방사선조사 슬러지의 탈수케이크 건조/소각 및
퇴비화 효율 평가

(충남대학교 위탁연구)

Drying/Incineration and Compositing of Irradiated
Sewage Sludge Cake

여백

요 약 문

I. 제 목

방사선 조사 슬러지의 생물학적 특성의 규명과 방사선 조사 슬러지의 탈수케이크 건조/소각 및 퇴비화 효율평가

II. 연구개발의 목적 및 필요성

하수슬러지를 포함한 유기성 폐기물의 퇴비화에 있어 가장 문제가 되는 것은 토지주입에 문제가 되지 않을 정도의 부숙퇴비를 생산하는데까지 60일 이상의 장기간을 요구한다는 것이다. 따라서 향후 슬러지를 부숙시켜 퇴비 혹은 토지 개량제 및 복토재로 사용하고자 할 경우 단기간에 슬러지를 효과적으로 부숙시킬 수 있는 기술이 뒷받침 되어야만 현실적인 재활용방안이 될 수 있다. 본 연구에서는 전자선에 의한 세포과괴와 뛰어난 살균력을 이용하여, 하수슬러지의 분해도를 높이고, 하수슬러지내 병원성 미생물을 사멸시킴으로써 단기간에 부숙시키고자 하였으며, 한편 폐자원 재활용의 일환으로 탈수보조제로서 Star Fish의 적용가능성을 평가하고자 하였다. 이를 위해 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무가 하수슬러지의 퇴비화 및 건조/소각에 미치는 영향을 살펴보았다.

III. 연구개발의 내용 및 범위

1. 하수슬러지의 효율적인 감량화 및 안정화를 위한 기초연구로써 방사선조사시의 물리·화학적 특성변화를 살펴보고, 혐기성 최종생분해도에 미치는 영향을 고찰하였다.

2. 하수슬러지의 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 건조/소각에 미치는 효율 및 이의 적용가능성을 평가하였다. 분석항목은 수분 및 고형물함량, 강열감량 및 유기물 함량, 소각재 생성량, 발열량 등이었으며 이외에 중금속 함유량을 측정하여 매립장 복토재로의 사용가능성을 평가하였다.

3. 퇴비 및 토지개량제 혹은 매립지의 복토재로의 하수슬러지 재이용방안을 마련하고자 하수슬러지케이크에 전자선을 조사하여 슬러지내 유기물의 분해율을 높이고 병원균등을 사멸시켜 퇴비화속도를 증진시키고자 실험실규모의 퇴비화 반응기를 운전하여 타당성을 평가하였다.

IV. 연구개발 결과

방사선 조사 슬러지의 생물학적 특성의 규명과 하수슬러지에 전자선을 조사 및 탈수보조제인 Star Fish의 첨가 유무에 따른 하수슬러지케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율에 미치는 영향을 검토한 결과 다음과 같은 결과를 도출하였다.

1. 방사선 조사 하수슬러지의 경우 SCOD와 S-Protein, S-Carbohydrate의 가용화율이 방사선을 조사하지 않은 하수슬러지에 비해 현저하게 높게 나타났으며 특히 3 kGy이하의 낮은 선량에서도 높은 가용화율을 얻을 수 있었다.

2. 감마선과 전자선을 조사한 폐활성슬러지의 혐기성 최종생분해도는 각각 51%, 69%로써 방사선을 조사하지 않은 폐활성슬러지 보다 8~20%이상 최종생분해도가 증가하였다. 이 때 감마선조사한 활성슬러지의 초기분해속도상수 k_1 은 0.143~0.164 day^{-1} 로 생분해가 가능한 기질의 약 83%가 11일 이내에 분해되었으며 나머지 17%의 기질은 k_2 분해속도 0.043 day^{-1} 로 분해되었다. 전자선조사한 활성슬러지의 경우 초기 분해속도상수 k_1 은 0.206~0.342 day^{-1} 로 기질의 70~81%가 16~22일 이내 분해되었으며 나머지 20~30%의 기질은 k_2 분해속도, 0.045~0.055 day^{-1} 로 분해되는 것으로 나타났다.

3. 감마선과 전자선을 조사한 농축슬러지의 혐기성 최종생분해도는 각각 50%, 60%로 원슬러지에 비해 10~20%가 증가하였으며 폐활성슬러지와 동일하게 방사선을 조사하지 않은 농축슬러지에 비해 생분해 가능한 기질이 빠른 속도로 분해되었다.

4. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 건조/소각 효율을 평가한 결과, 4가지 종류 슬러지케이크의 저위발열량은 모두 500 kcal/kg 이하의 낮은 발열량을

보여 단독소각이 어려우므로 혼합 소각을 통하여 처리해야 할 것으로 사료된다. 소각재 생성량은 전자선조사를 하지 않고 탈수보조제로 폐불가사리가루(Star Fish)를 첨가하지 않은(Control) 슬러지케이크의 경우 8%인데 비해 폐불가사리가루만 탈수보조제로 첨가한(SF) 슬러지케이크, 전자선 조사만 실시한 후 탈수한(EB) 슬러지케이크, 전자선 조사를 실시하고 탈수보조제로 폐불가사리가루를 넣은(EB-SF) 슬러지케이크의 경우 각각 10%, 9%, 11%로써 약간 증가하였으나 소각재 재이용 기술의 발전으로 인해 소각재 생성량 증가에 따른 경제적 저감효과는 크지 않을 것으로 사료된다.

5. 4가지 종류 슬러지케이크의 복토재로서 사용가능성을 중금속 함량을 통해 평가한 결과 모든 퇴비단에서 기준치 이하로 검출되어 매립지 복토재로써 사용 가능한 것으로 나타났다.

6. 4가지 종류 슬러지케이크의 기초성상 분석결과 함수율이 71~81%, C/N Ratio가 약 20 미만으로 원료물질만으로 효율적인 퇴비화 진행이 어려우므로 Sorghum과 같이 생분해율이 높은 Plant Biomass를 Bulking Agent로 주입해야 한다.

7. Bulking Agent로 Sorghum을 혼합하여 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화를 진행한 결과, EB 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 3일 이내에 60℃ 이상 온도가 상승하였으며, 전자선을 조사하지 않고 탈수보조제를 첨가하지 않은 Control 슬러지케이크 퇴비단에 비해 고온기간이 2~3일 가량 더 지속되는 것으로 나타났다.

8. 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화시 퇴비숙성도를 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비를 통하여 평가한 결과 퇴비의 숙성도 판단 기준치인 0.75 이하 범위에 드는데 소요되는 시간은 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 10일이 소요된 반면, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 약 7일이 소요되어 하수슬러지에 전자선을 조사하거나 탈수보조제로 Star Fish를 첨가할 경우 부숙도의 향상을 달성할 수 있을 것으로 사료된다.

9. 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화시작 60일 후 배추씨와 상추씨를 이용한 G.I. 산정결과 EB 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 G.I. 값이 80 이

상으로 식물성장에 있어 안전성을 나타냈다. 이는 하수슬러지 전처리 과정으로서 전자선 조사가 슬러지케이크의 퇴비화에 있어 부숙퇴비의 품질 및 부숙효과를 높여줄 수 있음을 나타내고 있다.

10. 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화시작 60일 후 성분분석을 통해 부산물 비료로서의 적합성을 평가한 결과 농림부의 퇴비 공정 규격에 비추어 볼때 전 항목에서 기준 이하의 양호한 수치를 나타내 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가에 따른 발효퇴비의 저해영향은 나타나지 않았다.

V. 연구개발의 활용계획

1. 하수슬러지에 전자선 조사시 슬러지 세포파괴를 통한 유기물 가용화 및 슬러지내 병원균들의 사멸로 인해 하수슬러지의 퇴비화 효율을 향상시켜 환경적으로 안전하고 빠른 퇴비화 기술로 자리매김 할 수 있을 것이다.

2. 효과적인 퇴비화를 통해 생성된 퇴비를 이용하여 비료 및 토양 개량제로서 사용할 경우 자원재활용을 통한 경제적 이득을 확보할 수 있을 것으로 예상된다.

3. 폐불가사리가루(Star Fish)를 탈수보조제로 이용할 경우 자원의 재활용을 높일 수 있고, 탈수보조제에 쓰이던 막대한 비용이 절감될 수 있을 것으로 보인다.

4. 본 연구를 통해 전자선 조사를 이용한 새로운 기술개발시 그 연구적 배경이 되어 향후 전자선을 이용한 기술개발에 참고자료로서 이용될 수 있어 국내 환경기술개발에 공헌할 수 있을 것이다.

S U M M A R Y

I . Title

Biological characteristics of sewage sludge irradiation by γ -ray and evaluation of the efficiency of drying/incineration and composting of irradiated sludge.

II. Objective and Necessity of Research and Development

The most crucial problem in composting of sewage sludge is that it requires more than 60 days in producing matured compost. In order to use sludge compost as soil amendments or landfill cover materials in the future, the development of a technology to efficiently mature sludge compost in a short period of time is definitely needed. In this research, cell disintegration by electron beam irradiation and its excellent sterilizing power was used to improve the degradation rate of sewage sludge. By sterilizing pathogenic microorganisms in the sewage sludge, attempts were made to mature sludge in a short period of time. Meanwhile as a part of recycling waste resources, the feasibility of using star fish as a dewatering aid was evaluated.

III. Content and Scope of Research and Development

1. This study was performed to assess the effect of irradiation on the physico-chemical characteristics and anaerobic biodegradability of sewage sludge.

2. The efficiency of drying/incineration after the irradiation of sewage

sludge or after the treatment with a dewatering agent and its feasibility was evaluated.

3. The composting effect after the irradiation of sewage sludge or after the treatment with a dewatering agent was observed. In this process, a lab scale composting reactor was operated.

IV. Results of Research and Development

Biological characteristics of sewage sludge irradiation by γ -ray and The effect of sewage sludge irradiation and addition of star fish as a dewatering agent on the efficiency of drying/incineration and composting was investigated.

1. Results Indicated that when wasted activated sludge(WAS) and thickened sludge(T-S) were irradiated, the solubilization rates of soluble COD, soluble protein and carbohydrate were significantly greater than those of the raw sludges without irradiation. Relatively high solubilization rates of WAS and T-S were achieved at irradiation even less than 3 kGy(kJ/kg).

2. The ultimate anaerobic biodegradability of WAS irradiated by gamma ray and electron beam were each 51% and 69% which corresponds to 8~20% greater than those of the raw sludges.

3. Approximately 70~81% of the biodegradable substrate in the electron beam irradiated WAS was degraded within 16~22 days with the first order decay rate coefficients, k_1 that ranged 0.206~0.342 day⁻¹. In case of the biodegradable substrate in the gamma irradiated WAS, approximately 83% was degraded within 11 days with k_1 of 0.143~0.164 day⁻¹.

4. The efficiency of irradiation and addition of a dewatering agent on drying/incineration and composting was evaluated. The heating value of 4

types of sludge cakes was less than 500 kcal/kg. Therefore, incineration for sludge cakes tested seems unrealistic.

5. The feasibility of 4 types of sludge cake as landfill cover material were evaluated. The detected heavy metal content of all compost pile was under the guide line for soil conditioner. Therefore, it is considered that these sludge cakes can be used as landfill cover material.

6. As the result of basic characteristic analysis of the 4 types of sludge cake, the water content was 71~81% and C/N Ratio was approximately under 20. Therefore, the composting with sewage sludge cake is considered to be inefficient and the addition of high biodegradable plant biomass, such as sorghum as a bulking agent is required.

7. Sorghum as a bulking agent was added to the 4 types of sludge cake and composting was proceeded. In the case of EB sludge cake and EB-SF sludge cake compost pile, over 60°C rose within 3 days. Comparing to the control sludge cake compost pile which was not irradiated nor added with a dewatering agent, EB sludge cake and EB-SF sludge cake compost pile continued to maintain a high temperature for 2~3 days more.

8. The mature rate of compost during composting was evaluated by (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio). In the case of the control sludge cake compost pile, the required time to reach the range of the criteria of the mature rate of compost, which is 0.75, was 10 days. On the other hand, in the cake of SF sludge cake, EB sludge cake, and EB-SF sludge cake compost pile, it required 7 days. By irradiating sewage sludge or by addition of a dewatering aid, it is considered that an improvement in mature rate will be achieved.

9. After 60 days of the start of composting of the 4 types of sludge cake, the G.I. value was estimated by using chinese cabbage and lettuce seeds. The G.I. values of EB sludge cake and EB-SF sludge cake compost pile were

over 80, indicating a safety level in plant growth.

10. After 60 days of the start of composting of the 4 types of sludge cake, its feasibility as a byproduct fertilizer was evaluated by characteristic analysis. According to the Ministry of Agriculture's Fair Standards of Compost, showed favorable values under the standard level of all provisions.

V. Plan for Applying Research Result

Irradiation of sewage sludge can enhance the solubilization rate of organic material by cell disintegration of sludge. Moreover, by the sterilization of pathogenic microorganisms in the sludge, environmentally safe and fast composting technology can be guaranteed. Using star fish as a dewatering aid can improve the rate of waste resource recycling. By this measure, it is considered that the enormous amount of expenses spent on dewatering aids is to be reduced.

CONTENTS

Chapter 1. INTRODUCTION

Section 1. Necessity of Research Development	123
1. Research Background	123
2. Necessity of Technology Development	126
Section 2. Research Objectives and Expectation	130
1. Research Objectives	130
A. Biological Characteristics of Sewage Sludge Irradiated by γ -ray	130
B. Evaluation of the efficiency of drying/incineration and composting of irradiated sludge	130
2. Expectation	131
A. Biological Characteristics of Sewage Sludge Irradiated by γ -ray	131
B. Evaluation of the efficiency of drying/incineration and composting of irradiated sludge	132

Chapter 2. Theoretical Backgrounds

Section 1. Characteristics of Sewage Sludge	135
Section 2. Sludge Management in Countries	136
Section 3. Environmental Pollutants Control Using Electron Beam Irradiation ..	137
Section 4. Chemical Reaction of Radiation	140
Section 5. Composting	143
1. Composting Theory	143
2. Factors Affecting Composting	144
A. Water Contents	144
B. Temperature	145
C. pH	145

D. Carbon/Nitrogen Ratio(C/N Ratio)	146
E. Optimum Mixing Ratio of Bulking Agent	146
F. Aeration	147
G. Evaluation of Microbial Activity in Compost	147
H. Maturity Evaluation of Compost	148
I. Volatile Fatty Acid(VFA)	148
J. Toxic Substances	148
K. Reduction of Organic Matter	149
L. Elemental Analysis of Maturated Compost	149
3. Composting Microorganism	150
A. Bacteria	150
B. Actinomycece	151
C. Fungi	151
D. Pathogenic Microorganisms	151
4. Standards for Compost	153
A. Standards for Compost in Korea	153
B. Standards for Compost in Other Countries	153

Chapter 3. CONTENTS OF RESEARCH AND RESULTS

Section 1. Research Contents	159
1. Biological Characteristics of Sewage Sludge Irradiated by γ -ray	159
A. Experimental Methods	159
B. Analytical Methods	161
C. Readily Biodegradable and slowly Biodegradable Fraction in Biodegradable Organic Matter	162
D. Electron Beam and Gamma Ray Irradiation	166
2. Evaluation for efficiency of drying/incineration and composting of irradiated sludge	167
A. Evaluation of Drying/Incineration of Sewage Sludge Cake With and Without Electron Beam Irradiation/Dewatering Aid Addition	167
B. Composting Sewage Sludge Cake With and Without Electron Beam	

Irradiation/Dewatering Aid Addition	170
Section 2. Research Results	177
1. Microbial Distribution and Characteristic of Wasted Activated Sludge	177
A. Microbial Species	177
B. Microbial Distribution	196
C. Escherichia Coli Distribution	204
D. Seasonal Variation of Organic Matter Contents	207
2. Biological Characteristics of Sewage Sludge Irradiated by γ -ray	209
A. Pretreatment Effect of Sewage Sludge by Radiation	209
B. Evaluation of Ultimate Biodegradability	216
C. Degradation Characteristic of Biodegradable Organic Matter	224
D. Sterilization Effect	233
3. Evaluation for efficiency of drying/incineration and composting of irradiated sludge	237
A. Evaluation of Drying/Incineration of Sewage Sludge Cake With and Without Electron Beam Irradiation/Dewatering Aid Addition	237
B. Composting Sewage Sludge Cake With and Without Electron Beam Irradiation/Dewatering Aid Addition	243
C. Components of Matured Compost	306
Section 3. Summary and Conclusion	311
1. Biological Characteristics of Sewage Sludge Irradiated by γ -ray	311
2. Evaluation of efficiency of drying/incineration and composting of irradiated sludge	313

Chapter 4. ACHIEVEMENT AND CONTRIBUTION OF RESULTS

Section 1. Achievement of Research Objectives	315
1. Biological Characteristics of Sewage Sludge Irradiated by γ -ray	315
2. Evaluation for efficiency of drying/incineration and composting	

of irradiated sludge 318

Section 2. Contribution of Research Results 320

Chapter 5. APPLICATION OF RESULTS

REFERENCES 323

목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요

제 1 절 연구개발의 필요성	123
1. 연구배경	123
2. 새로운 개발의 필요성	126
제 2 절 연구개발의 목표 및 기대효과	130
1. 연구목표	130
가. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명	130
나. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가	130
2. 기대효과	131
가. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명	131
나. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가	132

제 2 장 이론적 배경

제 1 절 하수슬러지의 특성	135
제 2 절 각국의 슬러지 관리방안	136
제 3 절 전자빔조사를 이용한 환경오염물질의 제어	137
제 4 절 방사 화학 반응	140
제 5 절 퇴비화	143
1. 퇴비화 이론	143
2. 퇴비화의 영향인자	144
가. 수분	144
나. 온도(Temperature)	145
다. 수소이온농도(pH)	145

라. Carbon/Nitrogen Ratio(C/N Ratio)	146
마. Bulking Agent의 배합비	146
바. Air 공급량(Aeration)	147
사. 퇴비화 미생물의 Activity 측정도	147
아. 퇴비 숙성도	148
자. 휘발성 지방산(Volatile Fatty Acid, VFA)	148
차. 독성물질 발생유무	148
카. 유기물 감량	149
타. 발효퇴비의 성분 분석	149
3. 퇴비화 미생물	150
가. 박테리아	150
나. 방선균	151
다. 곰팡이	151
라. 병원성 미생물	151
4. 퇴비의 품질기준	153
가. 국내 퇴비의 품질 기준	153
나. 국외 퇴비의 품질 기준	153

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 실험내용	159
1. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명	159
가. 실험방법	159
나. 분석방법	161
다. 생분해성 유기물내 이분해성과 난분해성 유기물 함량비율 조사	162
라. 전자선조사 및 감마선조사	166
2. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가	167
가. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크 의 건조/소각 효율 평가	167
나. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크 의 퇴비화 운전 인자 평가	170

제 2 절 연구개발 결과	177
1. 슬러지내의 미생물 분포 및 특성평가	177
가. 활성슬러지 미생물의 종류	177
나. 활성슬러지 미생물의 형태	196
다. 계절별 대장균 분포	204
라. 계절별 슬러지내 유기물의 함량 변화	207
2. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명	209
가. 방사선을 이용한 하수슬러지의 전처리효과	209
나. 최종 생분해도 평가(Ultimate Biodegradability)	216
다. 방사선조사 유무에 따른 슬러지내 생분해성 유기물의 분해 특성조사	224
라. 방사선 조사량에 따른 미생물 멸균 특성	233
3. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가	237
가. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 효율 평가	237
나. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 퇴비화 운전 인자 평가	243
다. 발효퇴비의 성분 분석	306
제 3 절 요약 및 결론	311
1. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명	311
2. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가	313

제 4 장 연구개발 목표 달성도 및 관련 분야에의 기여도

제 1 절 연구개발 목표 달성도	315
1. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명	315
2. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가	318
제 2 절 연구개발 결과의 대외 기여도	320

제 5 장 연구개발결과의 활용계획

참고문헌	323
------------	-----

제 1 장 연구개발과제의 개요

제1절 연구 개발의 필요성

1. 연구배경

환경오염문제가 제기된 이후 수질보전을 위하여 가장 중요한 정책적 대상이 되고 있는 하수종말처리장은 1976년 말 서울시의 청계천하수처리장 준공을 시작으로 하수처리시대의 문을 연 이후 급속한 도시화, 산업화 과정에서 하천 등 공공수역의 수질보전을 위하여 꾸준히 건설되어 왔다. 그 결과 하수처리장은 2003년 말 기준으로 전국 242개소에 시설용량 20,885천톤/일(고도처리가동 76개소, 4,736천톤/일 포함)이 가동 중에 있다. 또한 현재 60% 수준에 그치고 있는 하수처리율을 2005년에는 85%까지 끌어올린다는 목표 아래 하수종말처리장을 꾸준히 신설하거나 기존처리장을 증설하고 있다. 한편, 하수처리과정에서 발생하는 하수슬러지의 발생량은 2003년 말 기준으로 1일 6,664톤이며 하수처리장의 꾸준한 증설과 함께 하수슬러지의 발생량도 해마다 증가하는 경향을 보이고 있어 정부의 「물관리종합대책」이 완료되는 2005년 말에는 492개소 하수처리장에서 1일 8,482톤으로 2003년 대비 27%의 하수슬러지 발생량 증가가 예상된다. 2003년말 기준으로 유입하수당 슬러지발생량은 유입하수량이 18,067천톤/일임을 감안할 때 하수 1톤 처리당 평균 0.035%가 발생되고 있으며 전년도(2002년)와 비교시 하수 1톤당 슬러지 발생비율은 0.034%(유입하수량 16,819천톤/일, 발생슬러지량 5,674톤/일)로 약간 늘어나는 경향을 보이고 있다.

이처럼 매년 증가하는 막대한 양의 하수슬러지는 함수율이 80% 이상으로 매우 높아 매립, 소각, 해양투기, 재활용 등에 있어서 커다란 어려움을 겪고 있다. 이에 국내에서는 매립이나 해양투기 등과 같은 단순처분방식에 의존해 왔으며 특히 매립의 경우 함수율이 높고, 유기물질을 다량 함유하고 있어 부패하기 쉬운 하수슬러지의 특성상 처리과정에서 악취 및 해충발생으로 환경피해가 발생할 우려가 있다. 하수슬러지에 함유된 유기물의 효율적인 이용과 매립지 부족 및 매립 시 예상되는 침출수에 의한 지하수오염 등의 문제점을 고려하여 정부에서는 하수슬러지를 포함하여 고형물중 유기물(Volatile Solids, VS)을 40% 이상 함유하고 있는 유기성폐기물의 직매립을 2003년 7월부터 전면 금지함에 따라 처리규모가 1일 10,000톤 이상의 하수처리장에서 발생하

는 슬러지 처분방안 마련이 시급한 실정이다. 하수슬러지를 직매립할 수 없는 대부분의 처리장에서는 해양투기와 같은 저비용의 손쉬운 처분방법으로 선회하고 있으나, “런던 협약(96)”에 의해 슬러지의 해양투기 금지가 가시화되면서 근본적인 대책이 필요하게 되었다. 이에 정부는 해양투기에 의존하고 있는 하수슬러지의 처리를 다양화하고자, 성공불제사업 등을 시행하여 소각 후 소각재를 활용하는 방안, 시멘트연료화 등으로 재활용하는 방안들을 적극 장려하고 있으며, 그림 1에 나타낸 바와 같이 최근(2001년) 70% 이상을 차지하는 해양투기의 비율을 2005년까지 58% 수준으로 낮추고, 재활용비율을 7%에서 23%까지 높이겠다는 목표를 설정하고 있다. 한편, 하수슬러지의 발생량은 유입하수의 수질 및 시설규모, 처리공법 등에 의해 좌우되며 처리공법별 슬러지 발생비율은 표 1에 나타낸 바와 같이 산화구법이 1톤당 유입수량의 0.037%로 가장 많이 발생하고 있으며, 가장 낮은 처리공법은 접촉산화법으로 0.013%수준의 슬러지 발생비율을 나타내는 것으로 보고 되었다. 따라서 하수슬러지 처리는 먼저 슬러지 발생량을 줄이는 노력과 동시에 현재의 단순 처리를 대체할 새로운 처리기술의 개발이 시급한 실정이다.

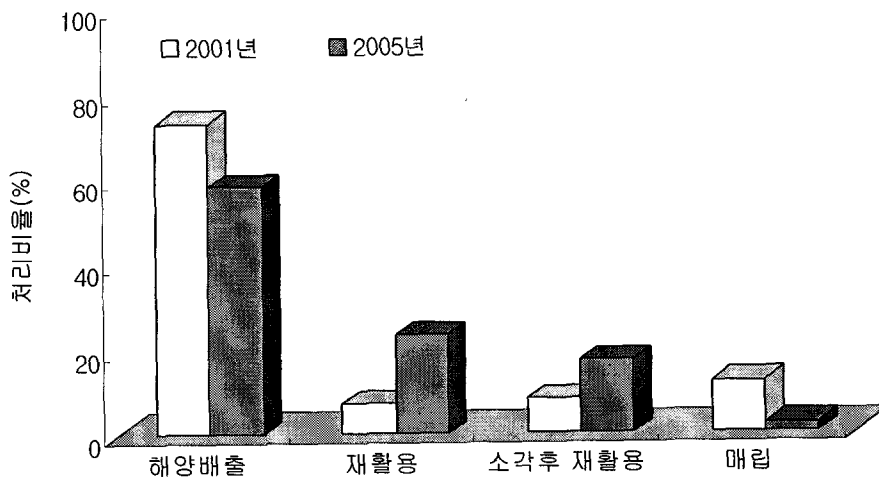


그림 1. 우리나라의 하수슬러지 처리 현황(환경부, 2004)¹⁾

표 1. 처리공법에 따른 하수슬러지 발생을 비교

Classification	Total	1st Trt	Activated Sludge	Extended Aeration	Oxidation Ditch	RBC	Contact Oxidation	A2/O	SBR	etc
Wastewater Treatment Plant(ea)	231	1	96	19	12	27	7	10	18	41
Treatment Capacity (1000 Ton/day)	6,419,116	95,069	4,833,603	16,682	48,483	26,317	2,557	701,471	16,675	678,260
Sludge Production (Ton/year)	2,266,473	20,571	1,721,844	4,308	17,915	4,565	331	228,068	5,627	263,244
Sludge Production per Ton of Influent Wastewater(%)	0.035	0.022	0.036	0.024	0.037	0.017	0.013	0.033	0.034	0.039

(환경부, 2004)

국내 하수슬러지 최종처분의 종류, 비용 및 처리공법 현황은 표 2에 나타낸 바와 같이 하수슬러지의 톤당 처리비용은 2003년을 기준으로 평균 26,988원이며, 소각이 30,111원으로 가장 높고, 재활용은 20,666원으로 가장 저렴한 것으로 보고 되고 있다. 그러나 재활용(시멘트연료화, 비료화, 퇴비화, 녹생토이용)의 경우 지역적인 제약, 폐기물의 지역간 이동에 대한 주민반대, 수요처확보의 어려움으로 인한 대형처리 곤란 및 슬러지 내 중금속의 용출우려 등 많은 문제점을 내포하고 있다. 다시 말해 국내의 경우 매립과 해양투기의 단순처분방법을 대체해야 할 소각 및 재활용방법이 고가의 처리비용과 수요처의 부재 등으로 하수슬러지의 처분을 위한 현실적인 대안이 되지 못하고 있는 실정이므로 재활용방안 중 하수슬러지를 효과적으로 처분할 수 있는 기술개발이 매우 시급한 실정이다.

표 2. 하수슬러지의 처분 방법에 따른 처리량 및 비용

Year	Items	Total	Landfill	Ocean Dumping	Reuse	Incineration	etc.
2001	Amount of Treatment (Thousand Ton) (% of Total)	1,895.9 (100)	233.5 (12.3)	1,384.2 (73.0)	119.3 (6.3)	138.4 (7.3)	20.5 (1.1)
	Treatment Cost (×10 ⁶ Won)	46,791	4,745	34,343	2,459	4,875	369
	Cost per Ton (Won/ton)	24,680	20,321	24,811	20,615	35,213	18,025
2002	Amount of Treatment (Thousand Ton) (% of Total)	2,071 (100)	254 (12.3)	1,471 (71.0)	107 (5.0)	200 (9.7)	39 (2.0)
	Treatment Cost (×10 ⁶ Won)	53,655	4,554	38,388	2,462	6,570	1,681
	Cost per Ton (Won/ton)	25,906	19,616	25,747	23,863	31,956	43,010
2003	Amount of Treatment (Thousand Ton) (% of Total)	2,266 (100)	109 (4.8)	1,471 (71.7)	152 (6.7)	279 (12.3)	100 (4.4)
	Treatment Cost (×10 ⁶ Won)	61,161	2,658	42,230	3,137	8,417	4,719
	Cost per Ton (Won/ton)	26,988	24,286	25,975	20,666	30,111	31,463

(환경부, 2004)

2. 새로운 기술의 필요성

하수슬러지의 처리 및 처분에 이용되고 있는 단위공정은 그림 2에 나타낸 바와 같이 처리목적과 기능에 따라 농축, 소화, 기계탈수와 같이 감량화를 주목적으로 하는 처리프로세스와 최종처분을 위하여 탈수케이크를 감량 또는 안정화시키는 퇴비화, 소각, 용융, 고화등의 중간처리프로세스, 그리고 처리공정에서 발생하는 최종산물을 매립 또는 재이용하는 최종처분 프로세스로 구분할 수 있다. 현재 정부의 폐기물관리의 기본원칙은 대상 폐기물을 최대한 감량화하고 재활용을 극대화한 후 최종처분 대상폐기물을 적절한 방법으로 처리하도록 하고 있다. 정부의 직매립 금지조치와 런던 덩핑협약(London Dumping Convention)가입으로 인해 매립이나 해양 투기 등의 단순처리방식은 향후 소각이나 고화, 용융 후 건설자재화 하여 재활용하는 방향으로 전환될 것으로 예상되나 현재까지는 뚜렷한 처리대안이 마련되어 있지 않은 실정이다. 여러 재활

용 및 감량화 방법 중에서 어떤 것을 선택할 것인가는 지역 여건, 경제성, 처리공정의 단순성을 고려해야 하며, 특히 생산된 퇴비나 처리 잔재물 등의 수요처 확보 가능성을 감안하여 결정되어야 할 것이다.

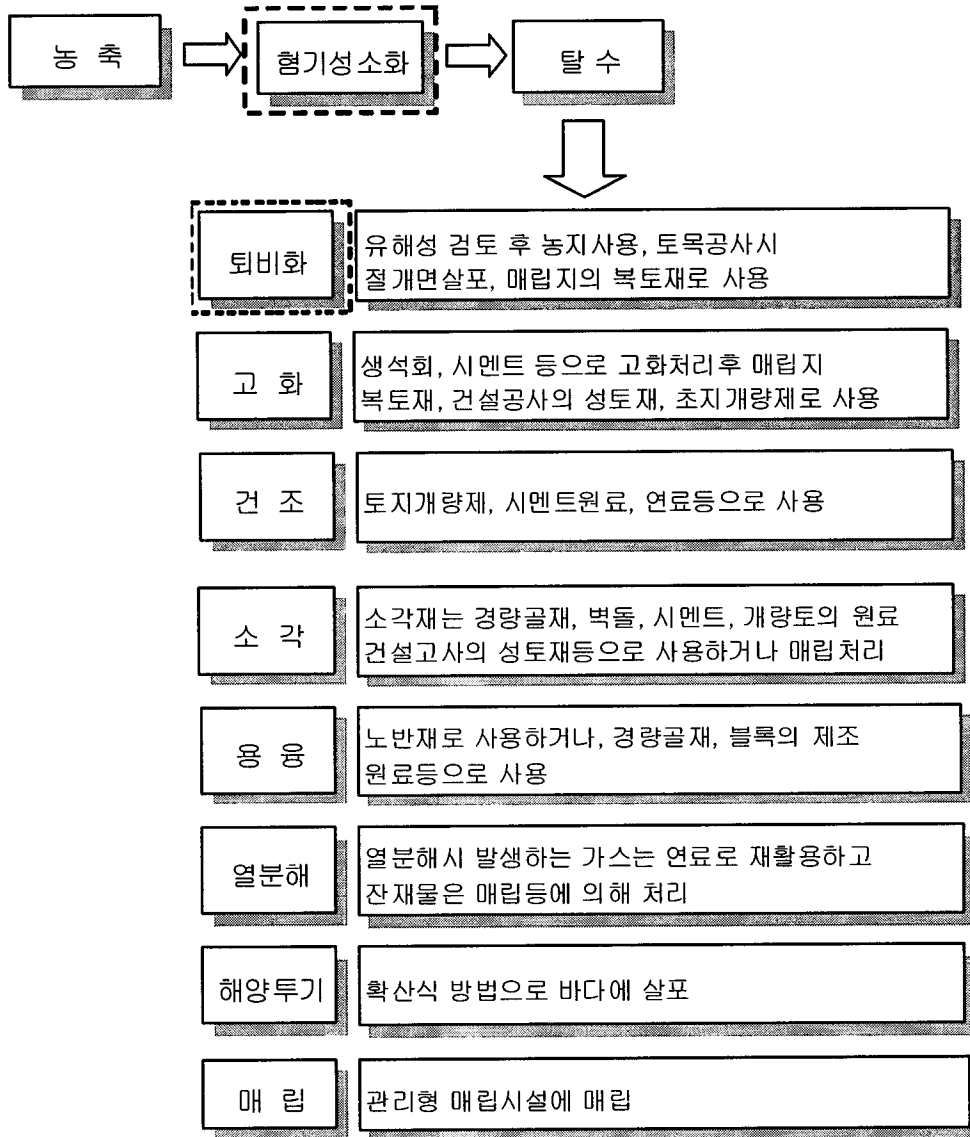


그림 2. 하수슬러지의 최종처분 방법

혐기성소화공정은 슬러지내 유기물을 분해하여 안정화시키고 효과적으로 감량하는 대표적인 공정으로 대부분의 기존 하수처리장은 막대한 용량의 혐기성소화시설을 갖추고 있다. 2003년 7월 직매립 금지조치 이후 신설되는 소규모 처리장에서는 대부분 소화조를 설치하지 않고 있는 추세이나, 슬러지가 대량 발생하는 경우는 혐기성소화조에

일정기간을 체류시킴으로써 30~40%의 고형물을 감량시킬 수 있다는 점에서 볼 때 혐기성소화의 중요성을 간과해서는 안 될 것이다.

그러나 현재 하수종말처리장에서 사용하고 있는 대부분의 중온소화조는 많은 문제점을 내포하고 있다. 즉, 유입부하변동에 대한 대처능력의 부족, 낮은 병원균 사멸율, 소화조 내 모래 축적 및 교반, 슬러지 유·출입과 관련된 펌프, 그리고 거품/스컴등과 같은 소화조운전 및 부대시설과 관련된 운전상의 문제점이 있으나, 무엇보다도 소화기간이 20일 이상 장시간이 소요됨에도 불구하고 유기물감량이 40%에도 훨씬 못 미친다는 점이 가장 큰 문제라 할 수 있으며 이와 같이 하수 슬러지의 낮은 소화율은 주로 폐활성슬러지의 세포벽이 쉽게 파괴되지 않으므로 혐기성 소화균이 세포내의 기질을 쉽게 사용할 수 없다는데 기인한다.

하수슬러지의 성상은 유기물을 다량 함유하고 수분함량이 높기 때문에 처리가 까다롭지만 퇴비나 토지개량제, 건설자재 등으로의 재활용이 가능하다. 2004년말 기준 국내 하수슬러지의 재이용비율은 전체 발생량의 6.7%로 연간 152,000 톤으로 유형별로는 건설자재로 재이용하는 것이 전체 재이용량의 19.8%로 가장 높은 비율을 차지하고 있고 타 방법들은 매우 미미한 실정이다. 하수슬러지를 퇴비화하여 재활용하는 방안은 현재 도시하수처리장에서 발생하는 유기성오니의 경우 농림부의 비료공정규격상 “사전분석검토 후 사용가능한 원료”로 분류되어 있기 때문에 생산퇴비가 비료로 유통되는데 많은 어려움이 따르고 있다. 그러나 2000년 7월 “유기성오니의 재활용방법에 관한 고시”가 시행됨에 따라 하수처리장에서 발생하는 유기성오니를 포함한 음식물류의 폐기물을 토지개량제 혹은 매립시설 복토용도로의 재활용이 장려되고 있어 향후 이와 관련한 하수슬러지의 재활용이 점차 증가될 것으로 보인다²⁾.

하수슬러지를 포함한 유기성 폐기물의 퇴비화에 있어 가장 문제가 되는 것 중 하나는 슬러지내 유기물질을 분해시키고, 병원균등을 사멸시켜 토지주입에 문제가 되지 않을 정도의 부숙퇴비를 생산하는데까지 60일 이상의 장기간을 요구한다는 것이다. 따라서 향후 슬러지를 부숙시켜 퇴비 혹은 토지 개량제 및 복토재로 사용하고자 할 경우 단기간에 슬러지를 효과적으로 부숙시킬 수 있는 기술이 뒷받침 되어야만 현실적인 재활용방안이 될 수 있다. 또한 슬러지의 토지주입이 활발히 이루어지고 있는 외국의 경우는 퇴비를 효과적으로 살균하여 위생성을 높이고자 하는 연구가 지속적으로 진행되고 있다.

슬러지의 살균을 위해 전자선 조사 기술을 적용한 첫 번째 시도는 1973년 독일의 Geisebullach에 위치한 시설로서 Co^{60} - γ 선을 이용하여 2kGy의 선량으로 하루 270톤의 슬러지를 살균처리하여 토지에 직접 살포할 수 있도록 한 것이다(Lessel, 1984)³⁾. 또한 일본 원자력연구소(Japan Atomic Energy Research Institute, JAERI)에서는 탈수케이크에 γ 선과 전자선을 조사하여 살균시킨 후 최적의 퇴비화조건을 맞추어 줄 경우 퇴비화시간을 2~3일까지 단축시킨다는 연구결과를 발표한 바 있다(JAERI, 1995)⁴⁾.

본 연구에서는 하수슬러지의 효율적인 처리를 위하여 슬러지에 방사선(γ -ray)을 조사하여 슬러지내에 있는 병원균의 사멸 효과를 평가함은 물론 슬러지내 미생물의 세포벽을 파괴시킨 후 슬러지 세포내에 차단되어 있던 유기물을 가용화하여 혐기성 소화시에 양질의 기질로 이용될 수 있는지를 평가하였다.

또한 전자선에 의한 세포파괴와 뛰어난 살균력을 이용하여, 하수슬러지의 분해도를 높이고, 하수슬러지내 병원성 미생물을 사멸시킴으로써 단기간에 부숙시키고자 실험실규모의 퇴비화실험을 수행하였으며, 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크 퇴비더미의 시간별 온도변화와 유기물 및 영양염류 변화를 평가하였다.

제 2 절 연구개발의 목표 및 기대효과

1. 연구목표

가. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명

본 연구에서는 하수슬러지의 효율적인 처리를 위하여 슬러지에 방사선(γ -ray)을 조사하여 슬러지내에 있는 병원균의 사멸 효과를 평가함은 물론 슬러지내 미생물의 세포벽을 파괴시킨 후 슬러지 세포내에 차단되어 있던 유기물을 가용화하여 혐기성 소화시에 양질의 기질로 이용될 수 있는지를 평가하였다. 이에 슬러지내 유기물의 효과적인 가용화와 기존 혐기성소화공정에서의 소화효율 향상 측면에서 방사선 전처리 효과를 고찰하기 위하여 방사선 조사 슬러지의 생물학적 특성 변화 및 혐기성 소화 패턴을 분석 평가하였으며 구체적인 연구목표는 다음과 같다.

- (1) 문헌조사와 실험을 통하여 슬러지내의 미생물 분포 및 특성을 파악한다.
- (2) 방사선(γ -ray) 조사 유무에 따른 슬러지내 유기물의 함량특성을 파악한다.
- (3) 방사선(γ -ray) 조사에 따른 슬러지내 미생물의 멸균 특성을 규명한다.

또한 상기 목표를 달성하기 위한 연구 내용은 다음과 같다.

- 계절별 슬러지내 대장균 분포 파악
- 계절별 슬러지내 유기물과 무기물의 함량변화 특성파악
- 방사선 조사에 따른 이분해성과 난분해성 유기물의 함량비율 조사
- 방사선 조사에 따른 생분해성 유기물의 분해특성을 규명
- 방사선 조사선량별 대장균 및 일반세균 멸균특성을 규명

나. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가

또한 본 연구에서는 하수슬러지에 전자선을 조사할 경우와 탈수보조제 첨가 유무에 따른 슬러지 탈수 및 퇴비화효율을 평가하였다. 이를 통해 하수슬러지의 탈수케이크 퇴비화 분해원리에 따른 장치의 구성인자를 도출하고 Full Scale 퇴비화를 위한 최적공정을 제시하는데 연구의 목표를 두었다. 구체적인 연구내용은 다음과 같다.

- (1) 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 효율 평가
 - (가) 발열량
 - (나) 소각재 생성량
 - (다) 매립장 복토재 사용가능성(중금속 용출실험)

- (2) 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 효율적 퇴비화를 위한 Variables 평가
 - (가) 전자선 조사 유무, 탈수보조제 첨가 유무에 따른 퇴비화 방해 독성물질 발생 여부
 - (나) 퇴비화영향인자 분석평가
 - 수분, C/N Ratio, Bulking Agent, Air 공급량, pH, Temp., INT Test
 - (다) 퇴비숙성도(발효퇴비의 성분분석) 및 유기물 감량 정도 평가

2. 기대효과

가. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명

본 연구는 방사선(γ -ray) 조사공정을 도입하여 하수슬러지의 안정화와 감량화에 있어 가장 중요한 슬러지의 물리화학적 특성 변화와 슬러지내 유기물의 혐기 분해거동 및 병원균 살균을 통한 안정화에 초점을 두었다.

본 연구 결과에서 나타난 바와 같이 하수슬러지에 방사선 전처리를 할 경우 슬러지 혐기성분해시 율속단계로 알려져 있는 가수분해단계가 단축됨에 따라 소화효율이 높아지고, 소화기간이 짧아짐에 따라 혐기조의 효율적인 운영이 이루어

질 수 있을 것이다. 또한 방사선 전처리를 통하여 하수슬러지의 소화에 걸리는 시간이 단축될 경우 현재 하수종말처리장의 혐기성소화조에 여유용적이 생기게 되므로 최근 주목을 받고 있는 하수슬러지와 음식물쓰레기 등 기타 유기성 폐기물과의 통합소화공정을 적극적으로 도입할 수 있는 계기가 마련될 것이다. 또한 소화효율의 증진은 곧 메탄발생량의 증대 및 최종처분대상 슬러지의 감량화와 직결되므로 에너지원으로서의 적극적인 활용과 더불어 슬러지 처리비용을 경감시킬 수 있을 것으로 보인다.

이 외에도 하수슬러지 처리에 있어서 방사선의 조사는 슬러지내 포함되어 있는 Bacteria, Virus, Parasite등을 효과적으로 사멸시켜 줄 수 있다. 일반적으로 병원균을 완전 사멸시키거나 혹은 동물체에 질병을 유발하는 Virus등을 무능화시키기 위해서는 2~5kGy의 선량범위가 적합하고, 내생포자가 형성된 경우나, Egg등의 완전제거를 위해서는 10kGy가량의 선량이 필요한 것으로 보고되고 있다. 일부국가에서 방사선과 전자가속기를 이용한 슬러지의 멸균방법이 Pilot 규모 혹은 실공정에서 이용되고 있으므로 하수종말처리장의 슬러지 살균공정 도입시 기초자료로 활용할 수 있을 것으로 보인다.

나. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율 평가

하수슬러지에 전자선을 조사하여 전처리 할 경우 슬러지 가용화 및 미생물 사멸에 의하여 퇴비화 기간 및 효율을 단축시킬 수 있을 것이며 하수슬러지의 퇴비화에 걸리는 시간이 단축될 경우, 현재 처리량보다 많은 양의 하수슬러지를 처리할 수 있을 것이다. 탈수보조제를 사용한 Star Fish의 첨가가 탈수 및 퇴비화 효율을 증진 시킬 경우 이의 활용가능성 또한 확대될 수 있는 계기가 마련될 것으로 판단된다. 그리고 슬러지 내 생체구성인자인 수분 등이 전자선 조사를 통해 세포밖으로 유출될 경우 건조/소각 및 퇴비화를 포함한 슬러지 최종처분의 공통적인 문제점인 탈수케이크내 높은 함수율을 낮출 수 있어 경제적인 슬러지 처리가 가능할 것으로 예상된다. 구체적인 기대효과는 아래와 같다.

- (1) 슬러지 세포파괴를 통한 유기물 가용화 기술은 기존 하수슬러지 퇴비화 효율 향상에 활용될 수 있다. 또한, 전자선 조사는 슬러지내 병원균

들의 사멸에도 매우 효과적이므로 환경적으로 안전한 하수슬러지 퇴비화 기술이 될 것이다.

(2) 위생성이 확보된 하수슬러지 퇴비활용으로 농작지의 산성화를 방지하여 지력을 회복하는 효과가 예상된다.

(3) 인조비료를 고품질의 퇴비로 대체하므로 30~40%의 비용절감을 가져올 수 있다.

(4) 폐기처분되어야 할 Star Fish의 재사용으로 인해 자원의 재활용율을 높일 수 있고, 탈수보조제에 쓰이던 막대한 비용이 절감될 수 있을 것으로 보인다.

(5) 현재, 국내에서는 하수슬러지 퇴비화를 위해 정립된 기술이 없으므로, 제안된 공정이 성공적으로 개발된다면, 하수슬러지 전처리 및 탈수공정 그리고 퇴비화를 연계한 통합공정으로써 자리매김을 할 수 있어 향후 슬러지 재활용 분야의 새로운 공정으로 각광을 받을 수 있을 것으로 기대된다.

여백

제 2 장 이론적 배경

제1절 하수슬러지의 특성

하수슬러지 종류는 하수처리공정의 1차 침전지에서 발생하는 1차 슬러지 (Primary sludge, PS), 생물학적 처리공정에서 발생하는 2차슬러지(Waste activated sludge, WAS), 혐기성소화공정에서 발생하는 소화슬러지(Digested sludge, D-S) 그리고 1차슬러지와 2차슬러지가 혼합하여 농축한 슬러지를 농축슬러지(Thickened sludge, T-S) 등이 있다. 각각의 슬러지 발생량 및 구성성분은 표 3에 나타낸 바와 같이 슬러지에 따라 상당한 차이를 보이고 있으며, 1차슬러지는 화학적 구성, 크기분포, 물리적 특성 등이 다른 다양한 고체들로 구성되어 있는 반면, 2차슬러지는 미세한 미생물 플록으로 구성되어 있는 등 구성입자들도 큰 차이를 나타내고 있다. 1차슬러지의 화학적 구성은 하수처리장에 들어오는 원수의 조성에 가장 크게 영향을 받으며, 대개 생분해가 비교적 용이한 유기물로 구성되어 있는 것으로 알려져 있다. 반면, 호기성 미생물이 대부분을 차지하는 폐활성슬러지의 경우는 호기성박테리아의 세포벽으로 인해 가수분해가 용이하지 않으므로, 소화에 상당한 시간이 걸리는 것으로 보고 되고 있다. 또한 슬러지 입자들은 음전하를 띠고 있고, 주로 친수성(Hydrophilic)이므로 농축 및 탈수가 용이하지 않은 특성이 있다.

표 3. 도시 하수처리장에서의 슬러지 종류에 따른 성상 비교

Sludge 종류	Production (ℓ/capita/d)	Total Solids (TS, %)	Nitrogen (% TS)	Phosphorus (% TS)	Potassium (% TS)	VS (% TS)
Raw PS	0.92-2.20	2-8	1.5-5.0	0.6-2.8	<1.0	60-80
Digested PS	0.25-0.54	6-10	4.0-4.5	0.3-1.5	0.2-0.3	-
Raw WAS	1.40-7.31	0.5-1.5	3.0-10.0	1.0-7.0	0.10-0.86	61-88
Raw PS+WAS	1.80-2.80	3-6	4.0-6.0	1.0-1.2	-	-
Digested PS+WAS	0.60-1.02	2-12	1.0-6.0	0.5-5.7	<4.0	35-50

(IWA, 2001)⁵⁾

제2절 각국의 슬러지 관리방안

유럽에서의 하수슬러지 최종처분방법은 표 4에 나타난 바와 같이 녹농지 이용, 매립, 소각, 해양투기, 폐기물처분장의 공동처분 및 건설자재화등으로 대별되며 이중 녹농지 이용이 40%로 여러 처분방법중 가장 높은 비율을 차지하고 있다. 해양투기는 영국등에서 일부 행해진 바 있으나, 현재는 해양투기가 전면 금지되었으며, 소각과 녹농지이용 및 기타 재이용방안으로 전환되고 있다. 오니의 성상, 시비기준 및 방법, 토양보전에 대해서는 국가별, 지역별로 독자적인 규제가 설정되어 있고 유럽연합(EU)은 각 소속국의 폐기물관련규정을 토대로 하여 여러 관리방향을 제시하고 있다. 그 중 가장 중요한 지침은 “Waste Basis Directive”로서 하수슬러지와 같이 특수한 폐기물은 이 규정을 따르게 된다. 하수슬러지에 있어 가장 중요한 관리방향은 하수슬러지가 농경지에 살포되었을 때 토양의 오염을 방지하기 위한 Directive 86/278로서 그 내용은 다음과 같다.

첫째, 토양 및 슬러지내의 중금속농도와 토양으로 유입되는 최대 연간 중금속 양이 어느 한계이하로 유지되어야 한다.

둘째, 농경지에 시비되기 전에 슬러지는 생물학적 처리나 화학적 처리, 혹은 열처리를 통해서 부숙가능성과 건강상 유해성을 상당부분 낮추어야 한다 (특정방법이 소개되고 있지는 않다).

셋째, 슬러지는 식물의 성장에 필요한 영양분을 고려하여 시비되어야 한다.

넷째, 토질과 지표 및 지하수질을 저하시키지 않아야 한다.

이상의 기준과는 별도로 잔디밭이나 수확기에 접어든 Forage Crop등에는 보다 엄격히 규제하고 있으며, 토양과 직접 접하여 자라는 야채류 등은 수확이전의 일정기간동안 토지주입이 금지되는 등 일률적인 규제보다는 상황에 맞게 유동적으로 적용하고 있다.

표 4. 유럽에서의 하수슬러지 최종처분방법

Unit(10^3 ton/yr)

Country	Production	Land application	Landfill	Incineration	Ocean dump	Surface disposal and etc.
Austria	170	30.6	59.5	57.8	-	22.1
Belgium	59.2	17.2	32.5	8.9	-	0.6
Denmark	170.3	92	34.0	40.9	-	3.4
France	865.4	502	233.5	130	-	-
Germany	2681.2	724	1448	375.2	-	134
UK	1107	488	88.6	77.4	322	121
Greece	48.2	4.8	43.4	-	-	-
Ireland	36.7	4.4	16.6	-	12.8	2.9
Luxembourg	8	1	7	-	-	81.6
Netherlands	335	87	171	10	-	-
Norway	95	53.2	41.8	-	-	67
Portugal	25	2.7	7.3	-	0.5	14.5
Spain	350	175	122.5	17.5	35	-
Sweden	200	80	120	-	-	-

Source : IWA, 2001

제 3 절 전자빔조사를 이용한 환경오염물질의 제어

어떤 시스템에 전자빔을 조사하면, 수화된 전자, $H\cdot$, $OH\cdot$, 수소원자등 매우 반응성이 큰 화학종을 생성하게 되고, 이들은 산화환원반응, 유기물의 분해, 염료의 색도제거, 침전물의 형성등 오염물질의 전자선전이(Radiolytic conversion)를 일으키게 된다. 이러한 기작을 바탕으로 액체상, 기체상 또는 고상물질에서의 정화 및 살균 방법이 발전되어 왔다. 폐기물에 대한 전자빔처리의 초기연구는 1950년대 부터 시작되었고, 1960년대에는 수중 오염물질의 정화하는데 이용되었으며, 이후 배연가스의 정화에까지 응용범위가 확대되었다. 현재 연구되고 있거나 상용화되고 있는 분야로는 지표수 및 지하수 처리, 폐수의 정화, 하수슬러지 및 배연가스처

리 그리고 병원폐기물 및 오염토양의 처리 등을 들 수 있다.

전자가속기를 이용한 세계최초의 폐수처리시설은 러시아 Voronezh 합성고무공장 폐수처리로서 폐수내에 난분해성화합물인 Nekal이 함유되어 인근 지하수를 오염시켜 문제시되었으나, 낮은 선량의 전자빔조사로 Nekal의 Alkyl기와 Sulfonate기를 제거시켜 생물처리가 가능한 형태로 전환시킨 후 생물처리공정을 연계시킴으로써 처리수질을 크게 향상시킨 바 있다(Kabakchi et al, 1995)⁶⁾. 또한 난분해성 유기물을 다량 함유하고 있는 제지폐수에 8kGy의 선량을 조사해 COD는 낮추고 BOD를 증가시키는 등 생분해도를 높이고 독성을 감소시켜 처리수의 수질을 크게 향상시킨 연구사례도 있다(Wang et al, 1994)⁷⁾. 이후 지하수 및 지표수 처리에 관한 연구는 방향족 화합물의 분해를 비롯한 유기염소계화합물의 처리에 집중되었으며, 폐놀화합물 및 염료, 폴리비닐알콜(PVA)처리등에도 적용되고 있다(Nikola et al, 1993)⁸⁾. 국내의 경우도 염색폐수의 생물학적 전처리로서 전자빔을 조사할 경우 생물공정 내 미생물의 활동도가 높아지고, 짧은 수리학적 체류시간(HRT)에서도 높은 제거효율을 달성할 수 있다는 연구결과(신경숙, 1999)를 토대로 2002년 현재 대구 염색공단의 폐수처리시설에 전자빔 가속기를 도입하여 운전 중에 있다⁹⁾.

하수슬러지 처리에 있어서 전자빔 조사는 슬러지내 포함되어 있는 Bacteria, Virus, Parasite등을 효과적으로 사멸시키기 위해 주로 적용되었다. 또한 소화된 슬러지에 전자빔을 조사할 경우 슬러지의 농축성이 향상될 뿐 아니라 탈수에도 긍정적인 효과를 미치는 것으로 보고된 바 있다(Lessel, 1994)¹⁰⁾.

일반적으로 병원균을 완전 사멸시키거나 혹은 동물체에 질병을 유발하는 Virus등을 무능화시키기 위해서는 2~5kGy의 선량범위가 적합하고, 내생포자가 형성된 경우나, Egg등의 완전제거를 위해서는 10kGy가량의 선량이 필요한 것으로 보고 되고 있다. 일부국가에서 감마선과 전자가속기를 이용한 슬러지의 멸균방법이 Pilot 규모 혹은 실 공정에서 이용되고 있으며, 표 5에 각국의 슬러지 처리를 위한 전자선시설의 개요를 요약하였다. 전자빔을 이용한 슬러지 처리시 전자빔의 투과깊이가 1 MeV급의 경우 4.37mm이므로 슬러지 조사시 매우 얇은 층의 형태로 조사되어야만 균일한 조사가 이루어질 수 있으므로, 조사체인 슬러지를 얇은 막의 형태로 분포하도록 하는 것이 매우 중요하다.

전자빔 조사를 통한 살균공정은 대표적으로 미국의 Boston의 Deer Island의 하수처리장, 독일의 University of Stuttgart- Hohenheim에서 이루어졌으며, 일본 Takasaki시에 위치한 원자력연구소에서는 탈수케이크에 전자빔을 조사하여 퇴비화 속도를 가속하고자 하는 연구가 진행된 바 있다. 현재 전자빔을 이용한 환경오염 물질의 제거에 관한 연구는 원자력의 평화적 이용이라는 측면에서 꾸준히 연구되고 있으며, 특히 고출력 전자가속기의 개발이 본격화됨에 따라 향후 환경오염물질의 처리에도 활발히 적용될 수 있을 것으로 기대된다.

표 5. 국가 별 슬러지 처리를 위한 전자선 시설

Reference	Location	Radiation source	Energy (MeV)	Power of Activity	Output (m ³ /day)
Cleland, (1993)	Boston, USA (1976~1980)	Electron accelerator of ICT type	0.85	50kW	379(4kGy)
Cleland, (1993)	Boston, USA (1980~1990)	Electron accelerator of ICT type	1.5	75kW	654(4kGy)
Charles (1995)	Miami, USA (1984~1985)	Electron accelerator of ICT type	1.5	75kW	648(4kGy)
JAERI (1995)	Takasaki, Japan (1987-)	Cockcroft-Walton accelerator	2.0	60kW	7.2ton/day (5kGy)
Vysotskaya (1983)	Minsk, Byelorussia (1980s)	Electron accelerator of ILU-6 type	1.6-2.0	30kW	150(5kGy)
Forster (2002)	Birmingham, UK (2002)	⁶⁰ C Birmingham Radiation Center			500krad

국내에서는 EB Tech(주)에서 전자선중 전자선을 이용한 다양한 연구가 이루어지고 있고, 감마선을 이용한 연구는 한국원자력연구소에서 이루어지고 있다. 원자력연구소에서는 오염지하수처리 및 최적의 살균처리 조건을 확립하는 연구를 수행하였으며, 하수 슬러지에 감마선을 조사하여 슬러지 내의 유기물 가용화율 증대 및 슬러지 탈수증진에 관한 연구가 진행되고 있다.

제 4 절 방사 화학 반응

방사선으로부터 에너지가 생체에 흡수될 경우 여기(Excitation) 또는 전리(Ionization)가 일어나는데, 여기는 원자 또는 분자내의 전자를 그 원자와 분자에서 방출하지 않고 보다 높은 에너지 수준으로 옮기는 것을 의미한다. 방사선이 충분한 에너지를 가지고 있으면서, 1개 또는 그 이상의 전자를 원자와 분자에서 방출할 수 있는 경우, 그 방사선을 전리방사선이라고 하며 이들은 다량의 에너지를 국소적으로 방출할 수 있다는 점에서 중요하다. 각 전리마다 소비되는 에너지는 약 33eV인데 예를 들어 C=C 결합이 가지는 에너지는 4.9eV이므로 이것은 강한 화학결합을 파괴하고도 남음이 있다. 전리방사선은 전자방사선과 입자방사선으로 분류되며, X선과 γ 선은 전자에 속하고, 본 연구에서 활용한 전자선을 포함하여 α 입자선, 중성자선, 음의 π 중간자, 중하전이온등은 후자에 속한다. 방사선이 인체를 포함한 생물에 조사될 경우 방사선의 작용은 물리학적 단계(Physical stage), 화학적 단계(Chemical stage)와 생물학적 단계(Biological stage)로 나누어 생각할 수 있다. 물리학적 단계는 원자의 외곽전자를 떼어내는 이온화과정으로부터 시작되며, 이온화과정을 통하여 전자는 에너지를 잃게 되고, 여기작용을 일으키며 소멸하게 되는데, 이 과정에는 대개 10^{-16} 초~ 10^{-12} 초가 소요된다.

화학적 단계는 free radical, ion radical 및 여기상태의 분자들이 형성되는 과정을 말한다. 슬러지세포의 경우 약 80%가 물로 구성되어 있기 때문에 흡수되는 방사선의 대부분은 물과 일차적으로 반응하는 것으로 간주할 수 있다. 물분자의 이온화과정을 거쳐 Free radical이 형성되며, Free radical이 세포내의 핵산(DNA) 결합을 끊는 등의 효과를 나타낸다. Ion radical의 수명은 10^{-10} sec, Free radical의 수명은 10^{-6} sec정도이고, 이상의 과정은 10^{-3} sec 이내에 완료되며, 이와 같이 Radical형성과정을 거쳐 방사선이 세포에 영향을 미치는 것을 간접효과(Indirect effect)라고 한다. 방사선에 의한 이온화과정에서 나온 전자가 직접 세포에 작용하거나, 또는 조사된 방사선이 직접 세포에 작용할 수 있는데, 이러한 경우를 직접효과(Direct effect)라고 한다(그림 3). 방사선을 생물에 조사한 경우 위의 두 반응이 동시에 일어나지만, 선에너지부여(Linear energy transfer, LET)에 따라 반응의 우위가 달라져 저 LET방사선의 경우는 간접반응이 우세하고, 고 LET방사선의 경우는 직접반응이 주를 이루는 것으로 알려져 있다.

선에너지부여란 전리입자가 물 또는 조직내를 통과할 때 입자의 비적 $1\mu\text{m}$ 당 잃는 에너지를 keV단위로 나타낸 것을 의미하는데, 일반적으로 X선, γ 선, 전자선 등은 저 LET방사선($0.2\sim 1.0\text{ keV}/\mu\text{m}$)에 속하며, 중성자선, 양자선, α 선, π 중간자등은 고 LET방사선으로 LET값이 $20\sim 90\text{ keV}/\mu\text{m}$ 에 달한다. 방사선 조사에 의해 세포에 변화가 나타나는 생물학적 단계는 물리·화학적 단계에 비하여 긴 시간을 필요로 한다. 다량의 방사선 조사후 수분~수시간이 지나면 세포막 및 핵막에 전자현미경으로 관찰할 수 있는 미세한 변화가 일어나고, 막의 투과성(Permeability)이 변하면서, 일부효소의 손실이 일어난다(이상석외, 1994)¹¹⁾.

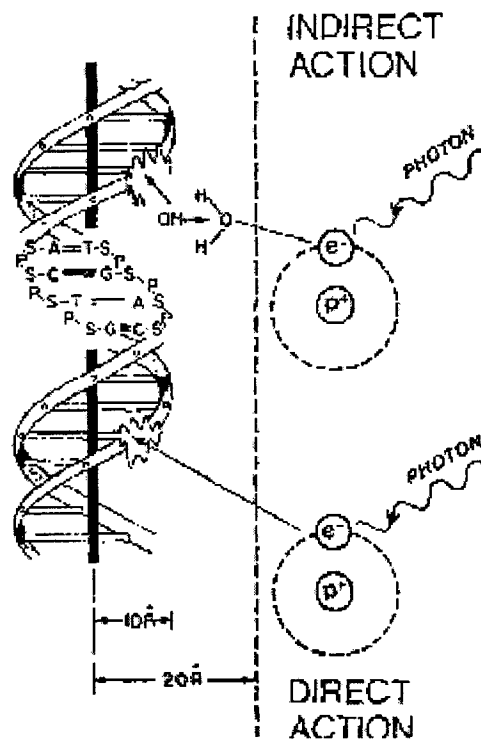


그림 3. 생체 DNA 구조에 대한 방사선의 직접작용과 간접작용

또한 물속에 조사된 방사선은 매우 복잡한 궤적을 그리며 주위에 에너지를 전달하고, 전달된 에너지로 인해 물은 그림 4와 같이 방사분해되어, 반응성 라디칼을 포함하는 분해산물들이 생성된다(이상석 외, 1994). 표 6에서와 같이 생성산물중 발생수율이 매우 낮은 산소원자와 반응성이 없는 수소, 그리고 상대적으로 높은 수율을 보이지만 일반유기물과의 반응속도가 느린 H_2O_2 등은 전자선반응에 별 영향을 끼치지 못하며, 산화환원 전위차가 높고 반응성이 큰 수화된 전자(Hydration electron, e^-_{aq}), 수소라디칼(Hydrogen radical, $\text{H}\cdot$) 그리고 수산화라디칼(Hydroxyl

radical, OH·) 등이 수중의 대상오염물질의 제거에 이용될 수 있다.

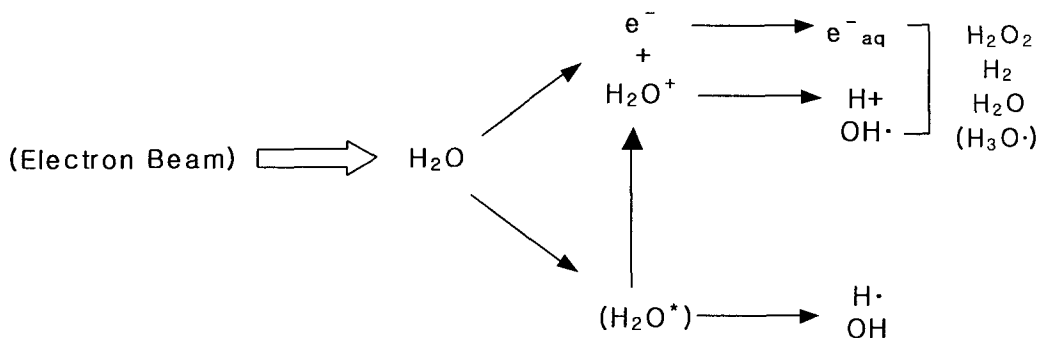
표 6. 물의 방사분해시 생성산물

X	e^-_{aq}	H	OH	O	H ₂	H ₂ O ₂	H ⁺ _{aq}	OH ⁻ _{aq}
G _x , (1/100eV) ^{a)}	2.8	0.6	2.8	0.007	0.45	0.75	3.3	0.5
E _{ox} , (Volt) ^{b)}	-2.87	-2.3	1.9					

a) Number of produced or composed molecules per 100eV absorbed energy

b) Values for E_x, for e^-_{aq} H and OH correspond to equilibria

한편 수화된 전자(e^-_{aq})는 환원성을 띠고 알칼리금속과 알칼리토금속을 제외한 모든 금속과 반응성이 크고 산소를 함유하는 대부분의 결합 혹은 음의 전하를 지닌 착화합물(NO_2^- , NO_3^- , CrO_4^{2-} , MnO_4^-)과 반응성이 크다. 유기물과의 반응특성은 방향족 화합물의 벤젠고리와 잘 반응하는 것으로 알려져 있으며, 카르보닐기, 니트로기등 탄소와 다른 원소간의 이중 또는 삼중결합을 함유하고 있는 화합물과도 반응성이 좋다. 수소라디칼(H·)은 전자하나의 이동반응이 주를 이루는 환원성 반응을 일으킨다. 대부분의 금속이온과 잘 반응하나, Cd^{2+} , Zn^{2+} 등과는 반응하지 않는다. 또한 CrO_4^{2-} , $Cr_2O_7^{2-}$, MnO_4^- , 등과 같은 강산화제와의 반응성이 좋으며, 유기화합물중에는 벤젠과 방향족 화합물을 포함하여 불포화탄소결합이나, 유기화합물의 포화된 부분의 H원자를 떼어내는 반응을 잘 일으킨다. 반면, OH·은 앞의 두 라디칼과는 달리 산화반응을 일으키며, 대부분의 무기 양·음이온, 그리고 방향족 화합물중 벤젠고리, 불포화 탄소결합과 잘 반응하는 특징을 지니고 있다.



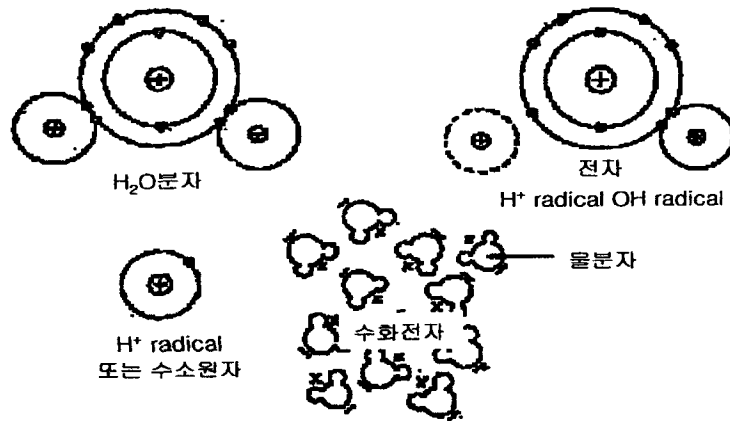


그림 4. 물분자의 방사분해

감마선을 이용한 슬러지처리는 2002년 University of Birmingham의 S. Lafitte-Trouque와 C. F. Forster가 연구한 중온과 고온 혐기성소화조에서 활성슬러지의 혐기성소화 증진을 위한 감마선 전처리가 연구된 바 있다¹²⁾. 현재 전자선과 감마선을 이용한 환경오염물질의 제거에 관한 연구는 원자력의 평화적 이용이라는 측면에서 꾸준히 연구되고 있으며, 특히 고출력 전자가속기의 개발이 본격화됨에 따라 향후 환경오염물질의 처리에도 활발히 적용될 수 있을 것으로 기대된다.

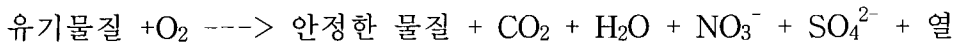
제 5 절 퇴비화

1. 퇴비화 이론

퇴비화란 호기성 또는 혐기성 조건하의 미생물 활동에 의하여 유기물을 분해·안정화시켜 여기서 생성된 부산물인 유기질 비료를 환경에 어떠한 악영향도 일으키지 않고 토양으로 다시 환원시킬 수 있는 폐기물처리의 한 분야라고 정의할 수 있다. 퇴비화에는 호기성 퇴비화와 혐기성 퇴비화 두 종류로 나누어 볼 수 있다. 호기성 퇴비화라 함은 산소에 의하여 유기물질을 생물학적으로 분해하는 것인데 주요 생성물로는 안정한 물질 및 CO₂, H₂O, 열(Heat) 등을 들 수 있다. 그리고 혐기성 퇴비화는 산소가 없는 상태에서 유기물질을 분해하는 것인

데 대사의 산물은 CH₄, CO₂ 및 저분자 유기산 등을 들 수 있다. 유기산 등의 중간생성물에 의하여 악취가 발생되고 또한 반응 시간이 길게 소요되기 때문에 대부분의 퇴비화는 호기성 조건하에서 행해진다. 유기물의 호기성 분해과정을 간단히 나타내면 다음과 같다.

호기성 미생물



한편 산소나 수분 등의 제반여건이 적절하게 유지되면 미생물의 대사활동이 촉진되어 유기물의 분해가 활발해진다. 또한 이러한 요소 외에도 적절한 양의 탄소나 질소원의 첨가나 인산, 칼륨, 기타 미량원소 등의 존재는 미생물의 유기물 분해 활동을 더욱 활발히 하여 유기물은 비교적 안정된 물질로 분해 되고 CO₂ 및 H₂O, 새로운 에너지 등을 생성하게 된다. 그리고 분해 과정 중에 열이 발생하여 이 열에 의하여 퇴비더미의 온도가 상승 하게 되며 이로 인하여 미생물의 활동이 활발하게 진행되어 분해가 더욱 촉진된다.

2. 퇴비화의 영향인자

퇴비화의 속도 및 최종 생산되는 퇴비의 질은 원료물질의 선택과 혼합에 의해 크게 좌우되며 미생물의 생육에 필요한 조건이 적절히 유지된다면, 퇴비화는 빠른 속도로 일어난다. 퇴비화과정에 영향을 미치는 영향인자로는 산소공급 및 통기, C/N Ratio 등의 영양물질, 수분함량 및 통기성, 부숙 온도 및 시간 등을 들 수 있다.

가. 수분

수분함량은 미생물의 대사에 필수적인 요소로서, 물은 화학적인 반응이나 영양물질의 이동, 미생물의 이동 등의 매개체로 작용하게 된다. 특히 물속에 용해되어 있는 영양물질이나 유기물 등은 미생물의 세포막을 통하여 미생물 세포내로 확산되어 미생물의 대사활동에 이용된다. 기질의 수분함량이 15%미만이 되면 미생물의 대사활동이 정지되는데, 퇴비화에서는 적정 수분함량이 40~65%의 범위 이내인 것으로 알려져 있다. 40%이하의 수분함유율 하에서는 미생물의 활동이 현저히 느려지고, 65%이상의 수분함유율에서는 퇴비물질내의 공극을 막아 공기

의 공급에 지장을 주게 된다. 이렇게 되면 반응조가 혐기성상태로 되어 악취가 발생하는 등의 문제점이 생기게 된다. 이러한 경우에 적정 퇴비화 조건을 만들어 주기 위해 수분함량이 적은 물질과 혼합하는데 이를 Bulking Agent라 한다. 원래 물은 미생물의 유기물 분해과정에서 발생되는데 이 양은 발생된 열에 의한 수분의 증발량에 비해 매우 적은 양이므로 퇴비화가 진행됨에 따라 점점 수분이 감소하게 된다. 분해된 유기물질 1g당 0.55~0.8g의 물이 발생되고 이에 따라 발생하는 열량은 약 2,500J이라 볼 때 이 열로 인해 10.2g의 물이 증발됨으로 9~13배 더 많이 증발되는 것으로 계산된다.

나. 온도 (Temperature)

퇴비화과정 중 온도는 미생물활동에 비례하여 증가하므로 온도는 퇴비화의 지표로 사용될 정도로 중요한 인자인 것으로 알려져 있다. Finstein(1986)등은 퇴비화과정 중 온도가 상승하면 하수슬러지의 농지사용 시 문제가 되는 병원균을 감소시킬 수 있고, 잡 씨앗의 활성을 감소시키며 불안정한 유기물을 분해 안정시키는 등 퇴비화에 있어 매우 중요하다고 하였다¹³⁾. 그러나 퇴비더미의 열이 축적되면서 온도가 과다하게 상승될 경우, 대부분의 미생물이 영향을 받게 되어 퇴비화 속도가 현저히 느려지므로 주기적인 뒤집기와 통기를 통해서 적정한 온도를 유지해야 하며, 최적 퇴비화온도는 50~60℃라고 하였다.

다. 수소이온농도 (pH)

pH는 미생물의 활동에 중요한 인자이나 인위적으로 조절하기가 쉽다. 대개 곰팡이(*Fungi*)는 생존에 필요한 최적 pH가 5.5~8.0으로 박테리아(*Bacteria*)의 6.0~7.5보다 덜 민감하다.

퇴비화 초기에는 유기물질의 분해에 의하여 중간생성물인 유기산이 생성되어 pH가 5.0~5.5정도로 낮아지는 경우도 있다. 그러나 원료물질에 따라 초기 pH가 다르기 때문에 절대적인 값은 아니다. 그 후 퇴비화가 진행되면서 단백질의 분해에 의한 암모니아(NH_3)의 생성으로 pH가 다시 상승하게 된다. pH가 조금씩 증가하기 시작하여 퇴비화의 마지막 단계에 가서는 pH가 7.0~8.0으로 약 알칼리성을 보이게 된다. 이렇게 해서 생산된 퇴비를 화학비료의 사용으로 인하여 산성

화된 토양에 적용하였을 때 토양을 중화시켜 완충능력을 증대시킨다. pH 8.5 이상이면 암모니아(NH_3)의 탈기가 일어나 비료로서의 가치가 떨어진다. 일반적으로 퇴비화에 있어서 적정 pH는 6.5~8.0이지만, pH 범위 5.5~9에서도 가능하므로 하수슬러지의 퇴비화에 pH는 크게 영향을 미치지 않는다.

라. Carbon/Nitrogen Ratio (C/N Ratio)

퇴비화에 적합한 C/N Ratio는 대개 25~35범위이며, 퇴비초기원료의 C/N Ratio가 35이상이면 질소부족으로 인하여 미생물의 자체의 증식이 일어나지 않고, 단순히 생체유지를 위하여 탄소를 소비하게 되므로 퇴비화속도가 완만하게 되고, C/N Ratio가 이보다 낮은 경우에는 미생물의 증식과 유기물분해는 왕성해지는 반면, 질소과잉으로 퇴비화기간 중 질소 손실이 크게 되어 비료로서의 가치가 저하될 수 있다. 또한 퇴비화과정중에 C/N Ratio가 퇴비화기간에 점차적으로 감소하기 때문에 퇴비화기간동안 C/N Ratio 모니터링을 통해서 퇴비의 부숙도를 평가할 수 있어 중요한 인자로 이용되고 있다. 그러나 퇴비 중 C/N Ratio는 원료물질에 따라 일정하지 않기 때문에 C/N Ratio 값 자체에 의미를 두기 보다는 원료물질의 C/N Ratio에 비해 부숙 퇴비 내 C/N Ratio의 감소율을 통하여 평가하는 것이 보다 바람직하다. 하수슬러지의 경우 C/N Ratio는 대부분이 10이하로 매우 낮기 때문에 단독으로 퇴비화하기에는 부적합하므로 탄소원이 풍부한 축산폐기물, 제지슬러지 등과 혼합하여 처리하는 방안이 제시되고 있다(유영석, 1998)¹⁴⁾.

마. Bulking Agent의 배합비

퇴비화과정에서 산소전달을 용이하게 할 수 있도록 원료물질의 통기성을 확보하기 위하여 통기개량제를 원료물질에 첨가하기도 한다. 또한 적정 수분함량을 조절할 수 있으며 미생물이 활동하기 위한 적정 영양조건 범위에 들게 하기 위해서도 필요하다. 탄소원을 혼합하여 첨가되는 탄소와 질소 등을 통해 C/N Ratio의 조절이 가능하다. 신경숙(2003)등은 하수슬러지의 퇴비화의 경우 탈수케이크의 함수율이 약 75%, C/N Ratio가 10 미만이므로 효율적 퇴비화를 위해서는 나뭇잎과 같은 Plant Biomass를 넣어 적정 퇴비화 조건을 맞춰줘야 한다고 밝힌 바 있다¹⁵⁾. 이렇게 통기성, 수분조절, 영양원 조절 등의 역할을 하는 물질을

팽화재(Bulking Agent)라 한다. 그 종류로는 주로 톱밥이나 왕겨, 볏짚, 나무껍질, Hay, 종이 등이 있다. 그중 특히 톱밥이나 나무껍질은 셀룰로오스나 리그닌의 함량이 많아서 퇴비화 시 분해가 느리게 일어나 충분한 부숙 기간이 필요하다.

바. Air 공급량 (Aeration)

퇴비화과정의 초기단계에는 원료물질 중 쉽게 분해 될 수 있는 이분해성 유기물이 빠르게 분해 되므로, 산소요구도와 열 발생이 크다. 효율적 퇴비화를 위해서는 퇴비화 초기에 충분한 산소와 수분이 공급되어야 한다. 산소가 부족할 경우 혐기성 분해가 진행되게 되며, 혐기성분해는 호기성에 비해 분해속도가 느리고, 열 발생이 적을 뿐 아니라 메탄, 유기산, 황화수소 및 기타 중간대사물질이 생성되어 악취문제가 발생하므로 바람직하지 않다. 따라서 대부분의 퇴비화과정에서는 송풍시설을 갖추고 있으며, 또한 산소전달을 용이하게 할 수 있도록 원료물질의 통기성을 확보하기 위하여 팽화제 혹은 통기개량제를 원료물질에 첨가하기도 한다.

사. 퇴비화 미생물의 Activity 측정도

이흥재(1997)등은 생활하수슬러지의 퇴비화에 적합한 최적조건을 퇴비원료에 5%에 해당하는 미생물을 외부에서 첨가하고, 초기 C/N율을 21~22, 퇴비화조내 공기주입량은 $200\text{ml}/\ell \cdot \text{min}$, 그리고 초기 수분함량은 64~65%로 조절하는 것이 바람직하다고 밝힌 바 있다¹⁶⁾. 한편 퇴비화과정은 퇴비화관련 미생물과 밀접한 관련이 있는 것으로 알려져 있다. Storm등(1985)은 퇴비더미내의 다양한 미생물중 박테리아가 퇴비화과정에 가장 중요하게 기여하며, 병원균을 사멸시키는 55℃ 이상에서의 퇴비화활동은 주로 고온성 박테리아이며, 50~60℃범위에서 퇴비화물질로부터 분리된 세균은 대부분이 *Bacillus*속이고, 65℃이상에서는 *B. Stearothermophilus*이 생존가능하다고 밝힌 바 있다¹⁷⁾. 퇴비화과정중에 중요한 역할을 하는 Fungi는 *Mucor*, *Chnetomian*, *Talaromyces*, *Aspergillus* 및 *Acetomyces* 등이며, *Actinomyces*는 퇴비화후반기에 유기물을 분해한다고 알려져 있다 (Furmor, 1985)¹⁸⁾.

아. 퇴비 숙성도

퇴비의 숙성도를 평가하는 기준은 아직까지 제대로 정립되어 있지 않으나 대개는 온도변화 및 이산화탄소 발생량과 함께 C/N Ratio의 변화를 통해서 숙성도를 평가할 수 있다. 그러나 퇴비화의 시료에 따라 C/N Ratio가 다양하고 Bulking Agent에 따라 변화가 크기 때문에 C/N Ratio가 절대적인 퇴비 숙성 지표가 될 수는 없지만, 대개 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)의 값을 통해서 숙성도를 판단하는데 값이 0.75이하이면 퇴비가 제대로 숙성이 이루어졌다고 본다. 따라서 본 실험에서는 전자선 조사 및 응집제 및 탈수보조제 주입여부에 따른 퇴비화 실험을 진행하여 각각의 숙성도를 비교함으로써 각 조건별 퇴비단의 숙성도를 평가하였다.

자. 휘발성 지방산(Volatile Fatty Acid, VFA)

퇴비화과정에서 유기물 분해의 중간 생성물인 휘발성 유기산은 Acetic Acid와 Propionic Acid가 대부분을 차지하고 있다. VFA는 작물 재배 시 작물의 발아율과 뿌리의 성장에 악영향을 미치게 되는데 이러한 점을 착안하여 각 퇴비단의 VFA 발생량을 측정을 통한 부숙 퇴비의 식물 독성의 안전성을 평가하였다. 본 실험에서는 이와 함께 식물체 독성여부를 판단 할 수 있는 발아율(Germination Index)을 측정하여 VFA와의 연관성을 살펴 보았다.

차. 독성물질 발생유무

발효퇴비가 비료로서 제 기능을 하기 위해서는 식물의 성장에 관련하여 안전성이 있어야 한다. 식물체에 대한 독성여부를 판단할 수 있는 기준은 제대로 정립되어 있지 않으나 Zucconi(1981)등은 발아율(Germination Index, G.I.), 성장상태, 식물체의 호흡 등을 관찰하여 퇴비의 안전도를 판단하기도 하였다¹⁹⁾. 이를 토대로 퇴비가 식물체에 미치는 독성유무를 알아보았다. 본 실험에서는 배추씨와 상추씨를 이용하여 발아율을 평가하였다.

카. 유기물 감량

퇴비시료 일정량을 공기가 들어가지 않도록 완전히 밀봉한 후 55℃에서 약 24~48시간 동안 혐기성 분해가 일어나도록 하면 분해 시 발생한 유기산에 의하여 pH가 낮아지게 된다. 즉, 분해 전과 분해 후의 pH의 변화를 측정함으로써 유기물의 분해정도를 판단할 수가 있는데, 분해가 덜된 퇴비물질의 경우 유기산이 상대적으로 많은 양이 발생하기 때문에 전후의 pH의 차이가 커지게 된다. 이러한 원리를 이용하여 상대적인 유기물 감량 여부를 판단할 수 있다. 본 실험에서는 각 종류별 퇴비단에서의 상대적인 유기물함량의 감량을 평가하였다.

다. 발효퇴비의 성분 분석

퇴비화 반응이 완료된 후 부숙 퇴비에 대하여 농림부기준 퇴비부산물 비료의 공정규격 항목을 분석하여 비교 평가 하였다. 분석 항목은 유기물 함량, C/N Ratio, 염분(NaCl), 수분함량, As, Cd, Hg, Pb, Cu, C, Ni, Zn등 이다. 일반 토양 중에 철(Fe)과 알루미늄(Al)은 대단히 많은 양이 포함되어 있고 특히 Al의 경우에는 지각에서 풍부한 원소중의 하나로써 토양의 구성 성분 중 약 7%에 해당하는 많은 양이 함유되어 있다. 또한 Fe과 Al은 토양에서 산성화를 막아주는 완충 역할을 하기도 하지만 인산염을 흡착하여 토양을 척박하게 만들거나 식물체의 생육을 제압하는 독성작용을 하기도 한다. 토양의 pH 완충능은 유기물 함량, 추출성 Al 과 Fe의 함량, 양이온 치환용량, 점토함량 및 추출성 양이온들과 같은 토양 특성에 밀접한 관련이 있다. Fe과 Al은 토양에서 완충인자로 작용하여 토양을 완충된 약산성으로 만들어주며, 그 때문에 산과 염기를 첨가할 때 일정한 한계의 pH까지 저항하는 능력을 가지게 된다. 이러한 토양의 pH 완충작용은 점토 광물중에 흡착된 Fe 이온과 Al 이온이 토양 용액 중 평형을 유지 하기 위한 반응과정에서 약산으로 작용하기 때문이다.

또한 Fe과 Al은 산성토양에서는 인산이 Fe이나 Al과 결합하여 식물이 이용 할 수 없는 불용성 상태로 변화시켜 식물체에 인산 결핍증을 나타내기도 한다. 토양의 pH와 Fe, Al의 농도는 토양에서 식물이 이용할 수 있는 유동상 형태의 인산과 식물이 이용 할 수 없는 고정상 형태의 인산을 결정하는 중요한 역할을 하고 있다. 따라서 산성상태의 토양에서는 Fe과 Al이 인산을 흡착함으로써 불용성

인산 화합물을 형성하여 식물체에서 인산 결핍을 나타내게 된다. Al은 대부분 토양의 주요구성체 이지만 많은 지역에서 작물의 생산성을 제한하는 주요인자이기도 하다. 토양 내에 존재하는 다양한 Al의 화학종 중 활성 Al^{3+} 이온은 작물의 뿌리 발달에 현저하게 저해한다. 이러한 문제는 특히 pH 5.0 또는 그 이하의 산도에서 심하게 나타나지만, Kaolinite계의 토양에서는 pH 5.0 에서도 알루미늄 독성이 나타날 수 있다. Fe과 Al은 토양에서 pH 완충력을 높여주지만 낮은 pH에서는 식물체에 독성을 나타내기도 하며 인산염을 불용성상태로 만들기도 한다.

3. 퇴비화 미생물

퇴비화 반응은 주로 미생물에 의해 이루어진다. 비록 몸체가 큰 벌레나 곤충 등도 퇴비화에 관여하지만 이들의 역할은 실제로 미미하고 미생물이 주된 분해 역할을 담당한다. 특히 박테리아(Bacteria), 방선균(Actinomycetes), 곰팡이(Fungi)가 주종을 이루고 있다. 퇴비화 반응이 진행되면 그에 따라 미생물 대사에 필요한 외부의 환경요인이 달라지고 또한 퇴비더미의 위치에 따라서도 외부 조건이 달라지기 때문에 이들 세가지 미생물은 어느 하나가 우세하게 존재하는 것이 아니라 각자의 성장조건에 맞는 환경에 따라 생존하게 된다.

퇴비화 초기의 약 40℃까지는 중온성 박테리아가 우점종을 이루다가 이후 온도가 급격히 상승하면서 고온성 박테리아로 대체된다. 그리고 5~10일이 지나면 서부터는 고온성 곰팡이가 출현하고, 이 후 온도가 하강하여 숙성단계가 진행되는 반응의 후반기에는 방선균이 출현하여 각자의 대사활동을 담당하게 된다. 이렇게 각 단계별로 각각의 미생물이 우점종을 이루면서 퇴비화 반응이 진행된다. 그러나 온도가 70℃정도까지 상승하면 온도에 대한 저항력이 강한 Spore-forming 박테리아만이 생존하고 그 밖의 미생물은 활성을 잃고 반응에 저해를 일으킨다.

가. 박테리아

박테리아는 퇴비물질내에 가장 많이 존재하는데, 대개 퇴비 1g 당 $10^8 \sim 10^9$ 개체수를 갖는다. 그리고 유기물의 분해속도가 다른 미생물보다도 훨씬 빠르고 퇴비화 초기단계에서 활성을 보이는데, Spore-forming 박테리아는 온도가

70℃이상으로 고온인 상태뿐만이 아니라 수분이 부족한 상태에서도 잘 견디는 것으로 알려져 있다.

나. 방선균

방선균은 박테리아 보다는 개체수가 적는데 퇴비 1g당 보통 $10^5 \sim 10^8$ 정도로 존재한다. 이들은 주로 리그닌이나 셀룰로오스 같은 난분해성 물질의 분해를 담당하는데, 교반의 횟수가 적은 후기 단계에서 퇴비더미 표면에 청회색의 색깔을 띄면서 균락을 형성한다. 교반의 횟수가 빈번하면 이러한 현상은 나타나지 않는다. 산성의 조건에서는 활성이 둔화된다.

다. 곰팡이

곰팡이도 마찬가지로 리그닌이나 셀룰로오스와 같은 난분해성 물질의 분해를 담당한다. 이들은 퇴비물질 1g당 $10^4 \sim 10^5$ 개체수로 가장 적은 양으로 존재한다. 이들은 pH에 의한 영향은 거의 받지 않고 또한 수분이 부족한 환경에서도 활동이 활발하다. 그러나 온도가 60℃이상의 고온으로 올라가면 활성을 잃어버린다. 따라서 셀룰로오스 및 리그닌 등의 분해를 제대로 이루려면 온도를 곰팡이의 생존에 적합하도록 유지시켜 주어야 한다.

라. 병원성 미생물

퇴비물질 속에는 유기물의 분해를 담당하는 미생물 외에도 각종 질병을 유발할 수 있는 병원성 미생물이 존재하게 된다. 대장균(E.coli)이나 바이러스(Virus)등이 그것인데, 이들은 온도가 올라가면 대부분 사멸한다. 표 7 과 표 8에는 각각 퇴비화 반응의 각 단계별 대표적인 미생물 개체수 및 각종 병원성 미생물의 사멸 온도 및 시간을 나타내었다(Hang, 1977)²¹⁾.

표 7. 퇴비화 기간중 대표적인 미생물 군집

Microbe	No/wet Gram Compost		
	Mesophilic (~ 40°C)	Thermophilic (40~70°C)	Mesophilic (70°C to cooler)
Bacteria			
· Mesophilic	10 ⁸	10 ⁶	10 ¹¹
· Thermophilic	10 ⁴	10 ⁹	10 ⁷
Actinomycetes			
· Thermophilic	10 ⁴	10 ⁸	10 ⁵
Fungi			
· Mesophilic	10 ⁶	10 ³	10 ⁵
· Thermophilic	10 ³	10 ⁷	10 ⁶

표 8. 퇴비화시 병원성 미생물의 사멸온도 및 시간

Microbe	Destruction Time-Temperature			
	Temp (°C)	Time (min)	Temp (°C)	Time (min)
<i>Salmonella typhosa</i>	55~60	30	60	20
<i>Salmonella sp.</i>	55	60	60	15~20
<i>Shigella sp.</i>	55	60		
<i>Ent. histolytica cysts</i>	45	2~3	55	2~3sec
<i>Taenia</i>	55	2~3		
<i>Trichinella spiralis larvae</i>	55	1	60	1~2sec
<i>Brucella abortis, Br.suis</i>	62.5	3	55	60
<i>Micrococcus pyogenes var. aureus</i>	50	10		
<i>Streptococcus pyogenes</i>	54	10		
<i>Mycobacterium tuberculosis var.hominis</i>	66	15~20	67	2~3sec
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	55	45		
<i>Necator americanus</i>	45	50		
<i>Ascaris lumbricoides eggs</i>	50	60		
<i>Escherichia coli</i>	55	60	60	15~20

4. 퇴비의 품질 기준

가. 국내 퇴비의 품질 기준

한국의 경우 농림수산부에서 정하고 있는 비료 공정 규격의 보통비료와 부산물 비료의 내용을 따른다. 퇴비 부산물 기준으로는 C/N 비가 50이하이어야 하고, 유해성분으로 As, Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Zn 그리고 Cr등의 8가지 중금속을 규제하고 있다. 다음 표 9에 자세히 나타내었다.

표 9. 국내 퇴비의 비료공정규격 (2002년 1월 31일 개정)

항 목	기 준 치	항 목	기 준 치
유기물 함량	25%이상	Cd	5 mg/kg이하
C/N Ratio	50이하	Hg	2 mg/kg이하
염분(NaCl)	1.0%이하	Pb	150 mg/kg이하
수분(H ₂ O)	50%이하	Cu	300 mg/kg이하
As	50 mg/kg이하	Cr	300 mg/kg이하
Ni	50 mg/kg이하	Zn	900 mg/kg이하

(농업과학기술원, 2004)²¹⁾

나. 국외 퇴비의 품질 기준

미국과 유럽 등 외국의 퇴비제품에 대한 규제는 각국마다 매우 다른 정책 유형과 기준을 가지고 있는데 미국의 경우 위해성 평가를 퇴비화 기준의 근간으로 하여 오염원이 되는 여러 물질과 병원체의 환경 및 건강에 대한 위해성 분석을 실시하여 개개의 오염원에 대하여 악영향이 관찰되지 않는 수준(NOAEL: No Observed Adverse Effect Level)으로 한계를 정하고 있다. 즉 여러 가지 위해성 접근방법을 통하여 해로운 효과가 관찰되지 않는 수준에 이르면 그 제품은 제한 없이 사용할 수 있도록 하는 것이다. 반면 유럽의 일부지역과 캐나다에서는 현존하는 토양의 배경농도를 넘지 않도록 기준을 마련해 두고 있다. 각국의 퇴비 등급별 기준은 다음과 같다.

(1) 미국의 Florida 주

미국의 Florida주는 퇴비를 대상 폐기물, 숙성도, 이물질 함량, 입자 분포 및 유기물질 함량 그리고 다섯 가지 중금속 농도를 기준으로 표 10에서와 같이 분류하였으며, 적용량에 따라 사용농도를 제한하였다. 퇴비를 7개 등급으로 분류한 것은 대상 폐기물의 종류를 기준으로 하였는데, 가축분뇨나 정원폐기물이 포함된 고품폐기물인 혼합 유기물질(Mixed Organics)의 퇴비를 5개 등급(종류 A, B, C, D, E)으로 나누었으며, 정원폐기물(종류 Y), 그리고 가축분뇨를 포함하고 있는 정원폐기물퇴비 (종류 YM)로 분류하였다. 이러한 7개 퇴비의 사용 용도는 종류 Y, YM 그리고 종류 A로 분류된 퇴비는 제한 없이 사용할 수 있고, 종류 B 퇴비는 상업용이나 농업용 및 공공기관의 운영에 사용할 수 있으며, 일반 대중과의 접촉이 발생하는 지역에서 사용할 수 있는 반면 종류 C 퇴비는 일반대중과의 접촉이 발생하는 지역에서는 사용할 수 없다. 그리고 종류 D 퇴비의 경우에는 매립지나 매립지의 복구 계획과 관련된 경우에만 사용이 가능하다.

표 10. 미국 Florida주의 퇴비 등급별 품질 기준

	Florida						
	MO(Mixed Organics)					Y (Yard Waste)	Y and MO
	종류 A	종류 B	종류 C	종류 D	종류 E	종류 Y	종류 YM
Cd(ppm)	15	20	100	100	100	15	15
Cu(ppm)	450	900	3,000	3,000	3,000	450	450
Ni(ppm)	50	100	500	500	500	50	50
Pb(ppm)	500	1,000	1,500	1,500	1,500	500	500
Zn(ppm)	900	1,800	10,000	10,000	10,000	900	900
Inerts(%)	<2	<4	<10	<10	-	<2	<2
Organic Matter (%)	>25	>30	>35	>35	-	>25	>25
ROM(%)	>60	>40	>40	>20	-	>40	>40
Particle Size(mm)	<10	<15	<25	<25	-	<25	<25
Maturity	Mature	Mature or Semi	Mature or Semi	Cab be fresh	-	Mature or Semi	Mature or Semi

(Florida Administrative Code Rule 17-709, 1989)

(2) 유럽지역

미국의 Florida주와는 달리 유럽지역은 토양의 배경농도를 가지고 등급을 정하였다. 유럽지역의 퇴비 기준은 표 11에서 보는 것처럼 매우 엄격하게 나타나고 있다. Nether-land는 중금속 농도와 유기물질 감소량에 따라 기준을 나누었는데 등급별로 나눈 것이 아니라 토양의 중금속 오염도에 따라 퇴비의 기준을 강화시켰다. Belgium의 경우에는 퇴비의 투입물질이 아닌 사용용도에 따라 퇴비의 등급을 나누고 있음을 알 수 있다. 농업용으로 사용되어지는 퇴비는 중금속, 이물질 그리고 유기물질 감소량이 매우 엄격하였다. France는 혼합 유기물질(MO)을 Class I, II의 2등급으로 나누었으나 중금속 농도의 차이는 없고, 이물질, 유리, 플라스틱 그리고 입자크기에 따라 등급이 설정되었다. Switzerland는 퇴비를 등급별로 규정하지 않았지만 중금속 농도를 낮게 규제하여 토양의 중금속 농도 증가를 방지하고 있다.

표 11. 유럽의 퇴비 등급별 품질 기준

	Nether-land				Belgium			France		Switzer land
	Clean Com post	Compost	Very Clean Compost	Sewage Sludge	Agri land	Park land	SS MO	Class A	Class A	
As(ppm)	15	25	5	15	-	-	-	-	-	-
Cd(ppm)	1	2	0.7	1.25	5	5	1	8	8	3
Cr(ppm)	70	200	50	75	150	200	70	-	-	150
Co(ppm)	-	-	-	-	10	20	-	-	-	25
Cu(ppm)	90	300	25	75	100	500	90	-	-	150
Hg(ppm)	0.7	2	0.2	0.75	5	5	0.7	8	8	3
Mo(ppm)	-	5	-	-	-	-	-	-	-	5
Ni(ppm)	20	50	10	30	50	100	20	200	200	50
Pb(ppm)	120	200	65	100	600	1,000	120	800	800	150
Zn(ppm)	280	900	250	300	1,000	1,500	280	-	-	500
Inerts (%)	-	-	-	-	-	-	-	<20	<35	-
Glass	-	-	-	-	-	-	-	<6	<12	-
Plastic	-	-	-	-	-	-	-	<0.5	<1.2	-
ROM(%)	20	20	20	50	>60	40	40	-	-	-
Particle Size (mm)	-	-	-	-	-	-	-	≤ 11.2	-	10-30

SSMO(Sourced Separated Mixed Organic)

ROM(Reduction in Organic Matter)

Source ; - Decree Containing Regulations Relating to the quality and the Application to or Incorporation in the Soil of Other Fertilizers in Netherlands

- Royal Decree on Trade in Fertilizers and Soil condition of 6.10.77 in Belgium

- Standard NFU 44-051 in France

- Ordinance on Hazardous Substance in Switzerland

(3) 일본

일본의 퇴비기준으로는 C/N ratio가 30이하이어야 하고, 유해성분으로 As, Cd, Hg 그리고 Pb등의 4가지 중금속을 규제하고 있다. 여기서 Pb의 농도는 용출농도에 의한 것이며, CN의 농도를 용출액 1ppm으로 규제하고 있는 실정이다. 다음 표 12에 자세히 나타내었다.

표 12. 일본의 퇴비 등급별 품질 기준

항목	특급	I 급	II 급
총탄소(T-C%)	40-45	45-50	15-50
총질소(T-N%)	1.7이상	1.2-1.7	1.2이하
C/N	20-25	30전후	35이하
총인산(P ₂ O ₃)	0.8이상	0.5-0.8	0.5이하
총칼리(K ₂ O)	0.3-0.5	0.3-0.5	0.3이하
총칼슘(CaO)	5이상	4-5	4이하
총마그네슘(MgO)	0.3이상	0.2-0.3	0.3이하
pH	7.5-8.0	6.0-7.5	6.0-7.0
CEC	80이상	70-80	70이하
수분	60전후	60전후	60전후
어린식물실험	생육장해 이상을 인정하지 않음	생육장해 이상을 인정하지 않음	생육장해 이상을 인정하지 않음

(“환경보존을 위한 가축분뇨 고도처리 및 자원화 기술개발”, 농림부, 2002)

여백

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 실험 내용

1. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명

가. 실험방법

하수슬러지의 최종생분해도를 측정하기 위하여 반송라인에서 채취한 폐활성슬러지와 혐기소화조 유입전의 농축슬러지를 사용하였다.

전자선 조사를 실시한 폐활성슬러지는 4시간가량 중력농축하여 고형물함량을 1%수준으로 조절하였으며 1차 슬러지와 폐활성슬러지가 혼합되어 저류하고 있는 농축슬러지의 TS함량은 2.9%, VS는 1.4%(VS/TS=0.48)로 VS가 TS의 70%에 달하는 폐활성슬러지에 비해 유기성 고형물의 함량이 현저히 낮게 나타났다. 한편 감마선 조사를 실시한 폐활성 슬러지의 경우도 전자선 조사 시료와 동일한 방법으로 중력농축하여 고형물 농도가 약 3%수준으로 조절하였으며 농축슬러지의 TS함량은 2.7%, VS는 1.2%이며 VS/TS는 46%이었다.

또한 Graphical statistic analysis를 통해 구한 하수슬러지의 생분해도를 다른 유기성 폐기물과 비교하기 위하여, 농공산업폐기물중 Sorghum을 선정하여 동일한 방법으로 최종생분해도를 구하였다. Sorghum은 충남대학교 부속농장에서 일 부분을 채취하여 사용하였다.

한편 시료의 특성에 맞게 VS를 기준으로 시료/식종미생물비(Substrate/Inoculum, 이하 S/I ratio)를 0.2~3.0범위에서 선정하여 식종균인 D시 하수종말처리장의 중온 소화균과 혼합하였다. 또한 식종균 자체의 분해에 의해 발생하는 가스의 양을 배제하기 위하여 식종균만을 주입한 반응조(S/I=0)를 두어 동일한 조건에서 운전하였다. 반응조는 3ℓ 규모의 Erlenmeyer Flask를 이용하였고, 유효용적은 2.4ℓ로 하였으며, 반응조내부를 질소로 Purging하여 혐기성상태가 완벽히 조성되도록 하였다. 또한 반응조상부에 가스발생량과 조성을 측정하기 위하여 Teflon재질의 소용량 Gas bag을 설치하였다. 또한 대상 농축슬러지의 물리·화학적특성이 혐기

성소화의 주된 제한인자로 작용하도록 유도하기 위하여 제반환경을 최적으로 유지시켰다. 즉, 회분식 혐기성반응에서 주된 문제점인 VFA축적에 따른 메탄생 성능 저하를 방지하기 위해 NaHCO_3 를 첨가하여 반응조내 알칼리도를 충분히 공급하였고 $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ 를 이용해 C : N : P비를 유지하는 한편, Fe, Ni, Co, Mo 등의 Trace element를 표 13에 나타낸 바와 같이 미량 주입하여 혐기성소화균의 최적조건을 만족시킨 후 실험을 실시하였다.

표 13. 혐기성소화시 주입하는 Trace Element

Chemical Composition	Concentration(mg/ℓ)
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.0005
H_3BO_3	0.00005
ZnCl_2	0.00005
CuCl_2	0.00003
$\text{NaMo}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.00001
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.0005
$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.00005
Na_2SeO_3	0.00005

한편 방사선조사 전처리를 실시할 경우 방사선 조사가 하수 슬러지의 생분해도 및 혐기성 분해속도에 미치는 영향을 평가하기 위하여 1, 3, 6, 10kGy 선량조건으로 전자선을 조사한 시료와 3kGy, 10kGy 선량으로 감마선을 조사한 시료에 대해 원슬러지와 동일한 조건에서 실험을 실시하여 전처리에 따른 생분해도 및 분해속도상수의 변화를 비교 평가하였다(표 14).

표 14. 방사선 조사 슬러지와 유기성 폐기물의 최종 생분해도 평가를 위한 실험조건

Substrate/Inoculum (VS based)	Substrate		
0.5~1.0	Raw WAS and T-S		as Control reactor
	EB irradiation	1 kGy	as Pretreatment reactor
		3 kGy	
		6 kGy	
		10 kGy	
	Gamma irradiation	3kGy	
10kGy			
1~3	Dried sorghum		
0	Inoculum only		as Blank reactor

나. 분석방법

회분식 혐기조내에서 하수슬러지의 생분해를 평가함에 있어서 Biogas 발생량과 조성을 토대로 제거되는 BVS무게를 계산하므로 Biogas가 회분식 반응조에서 새어나가지 않도록 세심한 주의가 요구된다. 그러므로 본 연구에서는 생성된 Biogas에 의한 BVS계산방법과 더불어 반응조 무게차 방법(Reactor mass loss)을 병행하여 보완하고자 하였다. 회분식 반응조에서 발생하는 Biogas양은 Wet test gas meter를 이용하여 측정된 후 각각의 온도에 따른 부피팽창을 고려하여 표준상태(0℃, 1atm, STP)를 기준으로 환산하여 모든 계산에 이용하였다. Biogas중의 메탄함량은 TCD(Thermal conductivity detector)를 장착한 Shimadzu GC-14A를 이용하여 분석하고, 분석조건은 표 15에 나타내었다. 시료는 Gas bag에서 직접 Micro-syringe로 1.0ml를 취하여 이중 0.2ml를 주입하여 측정하였으며 소화 기간 동안의 고형물 제거량과 기타인자들의 변화를 평가하기 위하여 반응조 설치시와 소화 종료 후 각각 시료를 채취하여 슬러지의 물리 화학적 기초성상을 분석하였다.

표 15. 메탄분석을 위한 Gas Chromatography의 분석 조건

Item	Condition
Packing material	Porapark-Q, 80/100 Mesh
Column	SUS column(ID 2mm × 3m)
Detector	TCD(Thermal conductivity detector)
Column temp.	80℃
Injector temp.	80℃
Detector temp.	100℃
Current	80mA
Carrier gas	Helium gas(99.99%) 20 ml/min
Sample volume	0.2ml

다. 생분해성 유기물내 이분해성과 난분해성 유기물의 함량비율 조사

유기성고형물의 화학적인 조성, 구조, 수분함량등을 포함한 물리화학적 특성은 혐기반응의 특성을 좌우하는 주요인자이다(Parkin and Owen, 1986²²; Gujer, 1983²³). 대상 고형폐기물이 반응조내에서 일정기간 동안에 어느정도 분해되느냐? 하는 분해특성에 대한 이해는 혐기성소화조의 효율적인 설계 및 운영에 중요한 역할을 하며, 결과적으로는 고형 폐기물의 메탄으로의 전환을 극대화할 수 있게 한다(Peres, et al., 1991)²⁴. 시료의 최종 생분해도는 시료 중 Total volatile solids(TVS)로 표시될 수 있는 총 휘발성유기물중 생분해가 가능한 유기물(Biodegradable volatile solids, BVS)의 비를 측정함으로써 알 수 있다. 그림 5에 나타낸 바와 같이 소화대상 기질의 TVS 중 BVS 부분만이 Biogas로 분해되기 때문에 BVS를 통해서 유기성폐기물이 분해될 때 얻을 수 있는 최대의 메탄생성량을 예측할 수 있으며, 또한 분해과정에서 유기물이 분해되는 속도를 측정할 수 있기 때문에 반응조 설계시 반응조의 형태나 크기를 간접적으로 결정할 수 있는 인자가 된다. 혐기성소화조의 효율을 분석하고, 모델링에 의한 성능 예측시 사용되는 Parameter중 유입·유출농도는 대개 COD 혹은 VS로 표현되는데 생분해가 가능한 COD나 VS농도, 즉 Biodegradable COD 혹은 BVS로 표현되어야 가장 정확하게 반응조의 효율을 설명할 수 있으며, 반응조의 유기물부하율(Organic loading rate, OLR)도 BOLR (Biodegradable organic loading rate)로 표현되어야 더욱 정확한 표현이 될 것이다.

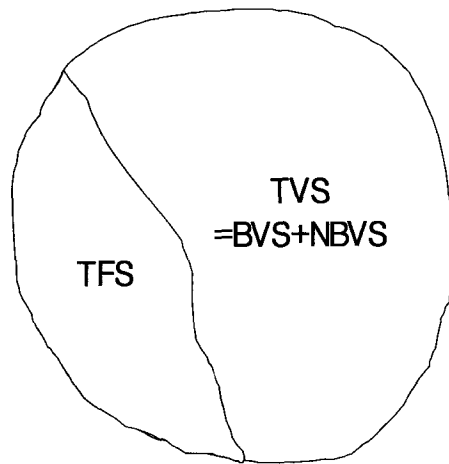
지금까지 활용해 왔던 생분해도 측정방법으로는 Serum bottle technique이나

BMP(Biochemical methane potential) Test를 통해 최종메탄수율(Ultimate methane yield)이나 동력학 계수등을 구하는 방법이 가장 흔하게 쓰이고 있으며 (Owen and Chynoweth, 1992²⁵); Shelton and Tiedje, 1984²⁶), Fiber analysis와 In-vitro digestibility방법이 병행해서 사용되어 왔다.

In-vitro digestibility방법은 96시간 소화를 실시하여 전체 VS제거율로 표시할 수 있는 TDOM(True digestible organic matter)을 구하여 최종생분해도를 산정하며, Fiber analysis는 Crude protein(CP), Acid detergent crude protein(ADCP), Cell soluble cellulose, Hemicellulose, Lignin, Cutin등을 측정하여 최종생분해도를 예측하는 방법으로 일부 사용되고 있다.

현재는 International Water Association(IWA)의 Anaerobic Digestion(AD) Special Group하에 “Task group on harmonisation of anaerobic biodegradability/activity/inhibition test methods(TG ABAI)를 주축으로 혐기 조건하에서의 생분해도 측정을 위한 실험법을 표준화하기 위한 연구가 진행 중에 있다.

본 연구에서는 Kang and Tritt(1990)이 변형 개발한 Graphical statistic analysis 방법을 이용하여 대상 하수슬러지의 최종생분해도를 평가하여 하수슬러지 혐기소화조의 정확한 효율평가를 위한 기초 자료로 활용하고 또한 슬러지와 같은 고품질 유기폐기물의 분해패턴을 보다 정확히 표현할 수 있는 새로운 방법을 제시하여, 하수슬러지의 방사선 전처리에 따른 회분식 혐기 분해속도상수를 평가함으로써 슬러지의 전처리가 혐기성소화에 미치는 영향을 동력학적 측면에서 고찰하고자 하였다²⁷.



- (a) BVS(biodegradable volatile solids)
- (b) NBVS (nonbiodegradable volatile solids)
- (c) TFS(total fixed solids)
- (a)+(b) : TVS(total volatile solids)
- (a)+(b)+(c) : TS(total solids)

그림 5. 유기성 고형물의 구성

Graphical statistic analysis 방법은 그림 6에 나타낸 바와 같이 유기물이 분해되는 어느 시간(t)에서 시료중 초기 TVS₀ 중에 남아있는 TVS_e의 비율(TVS_e/TVS₀)을 y축에 plot하고 운전시간의 역수(1/operating time)를 x축에 plot하면 운전시간이 무한대로 근접할 때 1/time은 0(zero)으로 근접하므로 이때 분해하고 남은 TVS_e부분, 즉 y축과의 만나는 점을 난분해성 비율(Refractory fraction, R₀)로 간주할 수 있다. 그러므로 시료의 최종 생분해도(Ultimate biodegradability, UB) = (1-R₀)×100로 구할 수 있으며 이때 구한 최종 생분해도가 곧 시료의 BVS/TVS 비율이 되는 것이다. 여기서 구한 UB값을 이용하여 회분식 속도상수 (k)를 구할 수 있다. 즉, ln(S₀/S_e)=kt식에서 ln(S₀/S_e)를 Y축에 시간(t)을 X축에 그리면 직선의 기울기로부터 k값을 구할수 있다. 단, S₀와 S_e는 초기와 소화반응 시간이 경과하면서 어느 시간 t에서의 biodegradable substrate concentration을 나타내기 때문에 k를 구하기 위해서는 사전에 시료의 최종 생분해도가 측정되어야 한다.

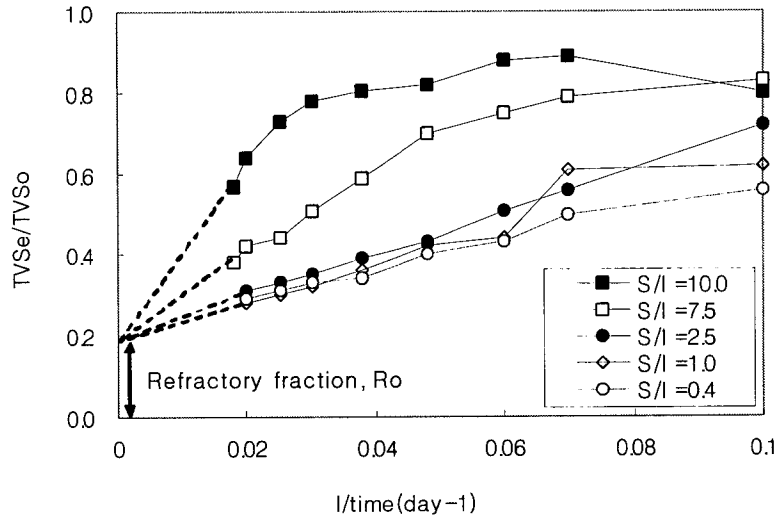


그림 6. Graphical Illustration에 의한 최종생분해도의 개념

최종생분해도를 측정하기 위한 방법으로 첫째로 반응조 무게측정에 의한 방법 즉 Biomass에 관한 방법과 둘째로 Biogas 측정에 의한 방법이 있다. 우선 무게 차로 인한 최종생분해도 측정은 초기 반응조의 무게와 시간에 따른 반응조의 무게차를 이용하여 초기 TVS Mass를 기준으로 분해된 TVS Mass를 환산하여 최종생분해도를 구할수 있다. 한편 Biogas를 이용하는 방법은 혐기성소화에서는 TVS 중 생분해가 가능한 Biodegradable volatile solids(BVS)만이 최종적으로 CH₄와 CO₂로 분해되므로 제거된 유기물의 무게(BVS mass)는 식 (1)과 같이 생성된 Dry biogas와 동일한 것으로 대부분의 Biogas 중에 들어있는 1%미만의 Trace gas를 제외시키면 Biogas가 CH₄와 CO₂ Gas의 무게와 동일하다고 가정할 수 있다.

$$\begin{aligned}
 &\text{제거된 유기물의 무게(BMR)} \\
 &= CH_4 \text{ mass} + CO_2 \text{ mass} \qquad \text{식 (1)}
 \end{aligned}$$

표준상태(0°C, 1atm)에서 Dry biogas(V₀)는 이상기체와 같이 행동한다고 가정하면,

$$BMR = BV_0 \times \frac{(16 \times \frac{CH_4}{100}) + (44 \times \frac{CO_2}{100})}{22.413} \qquad \text{식 (2)}$$

where, BMR= Biomass removed(g)

BVo= Biodegradable VS mass removed(g)

V_0 = Normalized biogas volume(liters)

CH_4 & CO_2 = Normalized CH_4 and CO_2 contents(%)

$CO_2(\%) = 100 - CH_4(\%)$ 를 식 (2)에 대입해서 풀면 Biogas에 의해 제거된 유기물의 양을 식 (3)과 같이 얻을 수 있다.

$$BMR = V_0(1.963 - (0.0124 \times CH_4)) \quad \text{식 (3)}$$

그러므로 혐기성 소화조로부터 발생된 Biogas의 양과 조성으로부터 제거된 유기물의 무게를 계산할 수 있으며 이를 토대로 최종생분해도와 분해속도 측정이 가능하다.

혐기성소화조의 크기가 소형일 경우 저울에 의하여 소화 반응조의 무게를 일시별로 측정하여 측정 기간 내 반응조의 무게차에서 Biogas내의 수증기 무게를 제하여 주면 Biogas로 분해된 유기물의 무게를 측정할 수 있다. 그러므로 일정기간 내 저울에 의해 반응조의 무게를 측정함으로써 최종생분해도와 분해속도 측정이 가능하다. 본 연구에서는 Biogas에 의한 방법과 반응조 무게차에 의한 방법을 동시에 활용하였다.

라. 전자선 조사 및 감마선조사

전자선조사는 (주) EB-Tech가 보유한 1MeV, 40kW급, ELV-4모델의 전자선가속기를 이용해 각각 0, 3, 6, 10kGy으로 실시하였으며, 감마선조사는 원자력 연구소에서 보유하고 있는 Cobalt-60(방사능:100,000 Ci, Paranomic, UK)를 이용하였다.

2. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율을 평가

가. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 효율 평가

과거 슬러지 처리는 대부분 매립으로 처리하였으나 직매립이 금지되고 해양투기 또한 어려워져 다양한 슬러지 처리공법의 기술개발이 필요하다. 다양한 처리방법 중 슬러지의 소각처리는 슬러지 처분의 목적에서 볼 때 가장 빠른 방법 중의 하나이며, 소각을 통해 슬러지 중의 수분은 수증기로, 유기질은 연소가스로, 무기질은 재로 되어 감량화 할 수 있다. 슬러지 소각은 슬러지의 무게와 부피를 감량화 시키는데 가장 효율적인 방법일뿐 아니라 자원 재활용 면에서도 가능성이 높다. 자원화, 안정화, 안전화, 무해화 등의 특징을 가지고 있으며 소각을 통해 생기는 폐열을 활용할 수도 있다. 특히 탈수 슬러지의 경우 일반적으로 건조 후의 발열량은 3,000~4,500 kcal/kg의 열량을 얻을 수 있으며 이를 적절한 공정을 통해서 에너지원 및 연료로 이용할 수 있다. Suzuki등(1989)은 수분함량 75%의 슬러지를 110톤 처리할 경우 총 7.4톤의 기름을 확보할 수 있으며 이 중 3.2톤은 공정을 운전하는데 쓰이고 나머지는 에너지로 회수하여 약 57%의 회수율을 보인다고 보고하였으며²⁸⁾, Bridle등(1984)은 에너지가 최대 68%까지 회수된다고 보고한 바 있다²⁹⁾. 이외에도 처리시 발생하는 소각회를 이용하여 토질 개량제, 도로노반제, Concrete 골재 등의 부분에서 이용하고 있다. 따라서 하수슬러지의 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 건조/소각 효율 및 이의 적용가능성을 평가하였다. 분석항목은 수분 및 고형물함량, 강열감량 및 유기물 함량, 소각재 생성량, 발열량 등이었으며 이외에 중금속 함유량을 측정하여 매립장 복토재료의 사용가능성을 평가하였다.

(1) 수분 및 고형물

하수슬러지의 수분 및 고형물의 함량은 건조/소각시 많은 영향을 끼친다. 특히 하수슬러지의 경우 80% 정도의 높은 함수율을 가지고 있어 건조과정을 거쳐 소각 시켜야 하는 부담을 갖고 있다. 따라서 하수슬러지의 탈수효율을 높여 슬러지의 함수율을 줄일 경우 건조/소각 시 처리시간 및 비용 등 경제성 향상을 달성

할 수 있을 것으로 사료된다. 이에 전자선 조사 및 탈수보조제의 첨가에 따른 수분함량의 변화를 살펴보았다.

분석방법은 평량병 또는 증발접시를 미리 105-110℃에서 1시간 건조시킨 다음 황산데시게이터 안에서 방냉하고 항량으로 무게를 정밀히 달고(W₁) 여기에 전자선 조사한 슬러지 적당량을 취하여 평량병 또는 증발접시와 슬러지의 무게(W₂)를 정확히 달았다. 다음에 수욕상에서 수분을 거의 날려 보내고 105-110℃의 건조기안에서 4시간 건조시킨 다음 황산 데시게이터안에 넣어 방냉하고 항량으로 무게(W₃)를 정밀히 달아 아래 식 (4)을 이용하여 측정하였다.

$$\text{수분(\%)} = \frac{W_2 - W_3}{W_2 - W_1} \times 100 \quad \text{고형물(\%)} = \frac{W_3 - W_1}{W_2 - W_1} \times 100 \quad \text{식(4)}$$

(2) 유기물함량

하수슬러지의 특성 파악을 위해 강열감량을 통한 유기물의 함량을 측정하였으며, 전자선 조사 및 탈수보조제 주입 유무에 따른 변화를 평가하였다.

백금제, 석영제 또는 사기제 도가니 또는 접시를 미리 600±25℃에서 30분간 강열하고 황산 데시게이터 안에서 방냉한 다음 그 무게(W₁)를 정확히 달고 여기에 전자선 조사한 슬러지 적당량(20g 이상)을 취하여 도가니 또는 접시와 슬러지의 무게(W₂)를 정확히 달았다. 여기에 25% 질산암모늄 용액을 넣어 슬러지를 적시고 천천히 가열하여 탄화시킨 다음 600±25℃의 전기로 안에서 3시간 강열하고 황산데시게이터 안에서 방냉하여 그 무게(W₃)를 정밀히 달 후 아래 식 (5)를 이용하여 측정하였다.

$$\text{강열감량(\%)} = \frac{W_2 - W_3}{W_2 - W_1} \times 100$$

$$\text{유기물함량(\%)} = \text{휘발성고형물(\%)/고형물(\%)} * 100 \quad \text{식(5)}$$

$$\text{휘발성고형물(\%)} = \text{강열감량(\%)} - \text{수분(\%)}$$

(3) 소각재 생성량

소각재는 소각회라고도 하며 소각시에 생성되는 잔재물로 건설자재 및 토양 개량 등에 걸쳐 다방면에서 재이용하기 위해 새로운 기술들이 개발되고 있다. 본 장에서는 하수슬러지의 전자선 조사 및 탈수보조제의 첨가에 따른 소각재 생성량을 비교하였다. 소각재생성량은 충고형물에서 휘발성고형물을 감하여 측정하였다.

(4) 발열량 측정

하수슬러지를 건조/소각으로 처리함에 있어 발열량은 가장 중요한 요소이다. 특히 소각로 설계시 가장 기본이 되는 폐기물의 특성인자로 폐기물 1kg을 완전히 연소할 때 발생하는 열량(kal)을 뜻한다. 열량계로 발열량 측정시 폐기물속의 수분 및 연소에 의해 생성된 수분의 증발잠열을 포함한 열량이 측정되며 따라서 이 값을 고위 발열량이라 한다. 그러나 실제 연소시설의 경우 연소 배기가스 속의 수분은 통상 수증기 그대로 배출되기 때문에 증발잠열을 이용하지 않으므로 고위 발열량에서 증발잠열을 빼고 남은 열량이 유효하게 이용되며 이것을 저위 발열량이라 한다. 발열량을 측정하기 위한 방법으로는 추정식에 의한 방법, 단열량계에 의한 방법, 원소분석에 의한 방법 세가지 경우가 있다. 본 실험에서는 하수슬러지 탈수케이크의 발열량을 원소분석에 의한 방법으로 계산하였다. 이를 통해 하수슬러지의 전자선 조사 및 탈수보조제의 첨가에 따라 발열량에 미치는 영향을 비교 평가하였다.

발열량 평가는 하수슬러지 탈수케이크를 전처리(105℃에서 건조시킨 후 입자를 미세하게 함)한 후 AA(자동원소분석기)를 이용하여 C, H, O, N, S의 성분함량을 측정하고 이것을 Dulong식(식(6))에 대입하여 계산하였다.

Dulong formula

$$H_h = (81 C + 342.5 \{H-1/8O\} + 22.5 S) \text{ kcal/kg(가연분 저위 발열량)}$$

$$H_l = H_h - 6(9H+W) \text{ kcal/kg(습량 저위 발열량)}$$

(C : 탄소, H : 수소, O : 산소, S : 황, W : 수분)

식(6)

(5) 매립장 복토재로 사용가능성 평가

위생매립장에서 복토재의 역할은 미관을 보존하며, 종이, 플라스틱류가 바람에 의해 날리는 것을 막고 복토에 의해 강우의 지하침투를 방지해준다. 또한 일일복토에 Compost나 생물발효를 시킨 슬러지를 이용하면 유기물을 함유한 폐기물을 보다 빨리 분해/안정화 시킬 수가 있다. 또한 중간복토와 일일복토와 같은 매립작업 도중에 이용하는 복토재는 가능한 통기성이 좋아야 공기의 유통과 가스발생에 효과적이다. 이에 본 연구에서는 전자선으로 전처리한 하수슬러지의 탈수케이크내 중금속 용출실험을 통해 매립장에서의 복토재 사용 가능성을 평가하였다.

폐기물내의 중금속을 용출하는 방법은 고상 또는 반 고상 폐기물에 대하여 폐기물관리법에서 규정하고 있는 지정폐기물의 판정 및 지정폐기물의 중간처리 방법 또는 매립방법을 결정하기 위한 시험이 적용하는데 본 실험에서는 토양오염공해공정시험법에 준하여 중금속을 용출한 후 ICP-MS로 Cd, Cu, As, Hg, Pb, Cr⁶⁺과 같은 중금속 항목을 측정하였다.

나. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 퇴비화를 운전 인자 평가

1) 실험방법

(가) 시료의 준비

시료는 공주시 하수종말처리장의 농축슬러지를 탈수하여 사용하였고, 탄소원 및 Bulking agent로는 농촌진흥청 축산기술연구소에서 조달한 톱밥(Saw Dust)과 Hay(Hay), 충남대학교 농대 옥수수 재배지에서 나온 옥수수잎(Sorghum), 그리고 대전시 대화동 P산업의 목편(Wood chip)을 각각 이용하였다. 이 중 Saw Dust와 Sorghum, Hay는 수분조절제 및 탄소공급원으로서 이용하였고 Wood chip은 공극개량제로 이용하였다. 슬러지는 장기 보관시 미생물 분해가 일어나 효과적인 퇴비화 반응을 기대할 수 없기 때문에 슬러지 탈수 후 가능한 한 신속하게 실험을 수행하였다. 퇴비화의 원료로 사용되는 슬러지의 구분은 공주시 하수

종말처리장의 농축슬러지를 Belt press를 통해 탈수한 케이크를 Control 슬러지 케이크로 하였고 농축슬러지에 폐불가사리(Star Fish)가루를 첨가하여 탈수한 케이크를 SF 슬러지케이크로 농축슬러지에 전자선(Electron Beam)을 조사한 후 탈수한 슬러지를 EB 슬러지케이크로 그리고 농축슬러지에 전자선을 조사한 후 폐불가사리가루를 첨가하여 탈수한 슬러지를 EB-SF 슬러지케이크로 명명하였다. 이상 4가지로 분류한 슬러지 케이크의 퇴비화 실험을 통하여 전자선조사 및 탈수보조제 첨가 유무가 퇴비화 효율에 미치는 영향을 평가하였다. 표 16에 퇴비화의 원료로 쓰이는 하수슬러지 탈수케이크의 종류를 구분하여 제시하였다.

표 16. 퇴비화의 원료로 사용된 슬러지 종류

조건	설명
Control 슬러지케이크 (No Irradiation & No Star Fish Addition)	공주 하수종말처리장 농축 슬러지를 SC(양이온계 고분자 응집제)를 넣어 탈수시킨 케이크
SF 슬러지케이크 (No Irradiation & Star Fish Addition)	농축슬러지에 탈수보조제인 분말형태의 폐불가사리 가루(SF)를 넣어 탈수한 케이크
EB 슬러지케이크 (Irradiation & No Star Fish Addition)	농축슬러지에 전자선을 조사한 후 탈수한 케이크
EB-SF 슬러지케이크 (Irradiation & Star Fish Addition)	농축슬러지에 전자선을 조사한 후 탈수보조제인 SF를 첨가하여 탈수한 케이크

(나) 분석 방법

모든 분석 항목은 Standard Methods 및 공해공정시험법, 토양화학분석법에 준하여 실시하였다. 온도와 pH는 전자식온도계와 pH Meter를 이용하여 실험을 수행하였으며 특히 pH와 휘발성지방산(VFA)은 토양화학분석법의 1:5법을 사용하여 측정하였다. 총유기탄소함량은 Tyurin법에 의하여 $TOC = [(100 - ash(\%))/1.8]$ 의 공식을 이용하였으며, 휘발성고형분(Volatile Solid) 함량은 수분함량 측정후의 건조시료를 550°C에서 약 2시간 강열 후 강열감량을 구하여 측정하였다. 질소함량은 반응조로부터 일정량의 시료를 취하여 토양화학분석법에 준하여 Kjeldahl Method를 이용하여 분석하였고, 휘발성지방산(Volatile Fatty Acid, VFA)은 시료 일정량을 취하여 인산(H_3PO_4)을 가하여 pH 2 이하의 산성상태

를 유지한 후 원심분리와 여과의 과정을 거쳐 Gas Chromatography로 분석하였다. 미생물의 활동도 측정은 시료에 INT를 가하여 배양시키고 포르말린용액으로 미생물의 활동도를 정지시킨다. 그리고 시료를 원심분리 한 후 Tetrachloroethylene+Aceton용액으로 추출하여 흡광도법으로 분석하였다. 항목별 분석방법을 표 17에 나타내었다.

표 17. 항목별 분석 방법

분석 항목	분석 방법
온도	전자식온도계
pH	pH Meter
총유기탄소함량	Tyurin법 TOC = [(100-ash(%))/1.8]
휘발성고형분(VS)	Standard Methods
INT	Standard Methods
휘발성지방산(VFA)	Gas Chromatography
TKN	Kjeldahl Method

분석항목 중 발아율(Germination Index) 평가를 위해 퇴비시료 5g에 1:20(W/V)으로 증류수 100ml를 가하여 Water Bath에서 약 70℃로 2시간 환류냉각한 후 추출하고 상온으로 식혀 여과하였다. 여과하여 나온 여액을 여과지가 깔린 Petri Dish에 5ml를 넣고 배추씨와 상추씨를 각각 10개씩 파종하여, 5일 후에 발아생태와 뿌리길이를 측정한 후 아래의 식(7)를 이용하여 G.I.(Germination Index)를 구하였다.

$$G.I. \text{ (Germination Index)} = \frac{Rt \ Lt}{Rc \ Lc} \times 100 \quad \text{식(7)}$$

Rc: 대조구의 발아된 종자수

Lc: 대조구의 발아된 종자 뿌리 길이

Rt: 처리구의 발아된 종자수

Lt: 처리구의 발아된 종자 뿌리 길이

(2) 실험조건

본 실험에서는 방사선조사 및 탈수보조제 첨가가 하수슬러지 탈수케이크의 퇴비화 효율에 미치는 영향을 평가하고자 Bulking Agent(Sorghum, Hay, Saw Dust)별로 따른 실험을 수행하였다. 성상이 다른 4종류 하수슬러지 케이크의 퇴비화를 평가하기 위해 초기 실험조건은 함수율, pH 그리고 C/N Ratio가 비슷하도록 슬러지 및 Bulking Agent의 양을 조절하였다. 수분함량은 퇴비화를 위한 최적 조건인 55-60%, C/N Ratio는 25-40으로 조절하였고 공기공급은 1.0 L/min · kg VS의 유량으로 일정하게 공급하였다. 일반적으로 하수슬러지는 분해율이 느리기 때문에 전체 퇴비화 기간은 후(後) 부숙공정을 포함하여 60~100일 정도로 충분한 시간을 두는 것이 효과적이다. 그러나 본 연구에서는 유기물 분해와 온도 상승이 급격히 일어나는 주 발효공정에 초점을 두어 전체 퇴비화 운전기간을 60일로 운전하였으며 초기의 퇴비화 반응이 전체 퇴비화 효율을 결정하기 때문에 퇴비화 초기 20일 기간을 주의 깊게 관찰하였다.

(가) Bulking Agent ; Sorghum(옥수수 잎)

Sorghum은 충남대학교 농대의 옥수수 단지에서 재배된 것을 이용하였다. Sorghum은 완전히 건조된 옥수수 잎을 수작업을 통하여 생분해가 어려운 줄기 부분과 생분해가 쉬운 잎 부분으로 분리하였으며 분리한 잎은 분쇄기를 통해 약 2mm 이하의 분말 형태로 만들어 사용하였다. 실험조건은 케이크의 종류(Control, SF, EB, EB-SF)에 따라 퇴비화 실험을 진행하였다. 슬러지케이크와 Sorghum의 혼합비는 적정 함수율과 C/N Ratio의 범위에 들어가도록 조절하였으며 공극개량제로 사용한 Wood Chip은 총 부피의 약 20%를 혼합하였다. 식종(Inoculum)은 대전시 하수종말처리장 반송슬러지를 탈수하여 전체 부피의 약 4%를 각 반응조에 동일하게 투입하여 실시하였다. Bulking Agent로 Sorghum을 이용할 경우, 표 18에 각각의 실험조건에 따른 시료의 혼합비 및 실험 조건을 나타냈다.

표 18. 퇴비화 실험 조건

Run	Sludge (g)	Carbon Source	Inoculum (g)	Moisture Content (%)	pH	C/N Ratio
		Sorghum (g)				
Control 퇴비단	5700	1100	300	62.1	7.1	34.6
SF 퇴비단	5700	1950	300	60.3	6.6	34.0
EB 퇴비단	5700	1750	300	61.4	6.7	34.1
EB-SF 퇴비단	5700	2250	300	59.4	6.5	34.2

(나) Bulking Agent ; Hay(건초)

Hay 역시 Sorghum과 마찬가지로 건조기에서 완전건조를 거친 후에 분쇄기를 이용하여 약 2mm 이하의 분말형태로 만들어 사용하였다. 시료는 Control, SF, EB, EB-SF 네종류의 케이크에 별도로 하수슬러지 탈수케이크에 전자선 조사한 P-EB(Post Irradiation)케이크를 더하여 총 5가지 조건에서 퇴비화실험을 진행하였다. 식종(Inoculum)은 숙성퇴비 및 미생물 촉진제를 사용하였다. 실험조건은 위의 Sorghum 사용시와 동일하며, 표 19에 Bulking Agent로 Hay를 이용할 경우, 각각의 실험조건에 따른 시료의 혼합비 및 실험조건을 나타내었다.

표 19. Bulking Agent로 Hay를 이용한 퇴비화 실험조건

Run	Sludge (g)	Carbon Source	Inoculum (g)	Moisture Content (%)	pH	C/N Ratio
		Hay (g)				
Control 퇴비단	5000	1500	300	60.3	6.6	28.0
SF 퇴비단	5000	1500	300	59.0	7.1	27.5
EB 퇴비단	5000	1500	300	60.7	6.9	27.1
EB-SF 퇴비단	5000	1500	300	57.6	6.8	25.7
P-EB 퇴비단	5000	1500	300	61.7	6.6	28.1

(다) Bulking Agent ; Saw Dust(톱밥)

Saw Dust는 퇴비화 과정 중에서 주성분인 리그닌의 분해가 잘 되지 않아 퇴비화 숙성까지의 기간이 오랜 기간 필요한 단점을 가지고 있으나, C/N Ratio가 200 이상으로 탄소원의 역할을 하며 공극개량제와 수분조절을 동시에 수행할 수 있다. 또한 구하기 쉽고 값이 저렴한 장점을 가지고 있어 퇴비화에서 많이 쓰이고 있는 재료이다. 실험조건은 Sorghum 사용시와 동일하며 식종(Inoculum)은 숙성퇴비 및 미생물 촉진제를 사용하였다. 표 20에 Saw Dust를 이용할 경우, 각각의 실험조건에 따른 시료의 혼합비 및 실험 조건을 나타냈다.

표 20. Bulking Agent로 Saw Dust를 이용한 퇴비화 실험조건

Run	Sludge (g)	Carbon Source	Inoculum (g)	Moisture Content (%)	pH	C/N Ratio
		Saw Dust (g)				
Control 퇴비단	5000	1200	300	63.7	6.9	37.8
SF 퇴비단	5000	1200	300	61.2	7.4	36.3
EB 퇴비단	5000	1200	300	61.5	7.1	35.2
EB-SF 퇴비단	5000	1200	300	58.7	7.4	31.8

(3) 실험장치

본 실험에서 사용한 퇴비화 반응조의 단면도와 사진을 그림 7과, 그림 8에 나타내었다. 반응조는 25L 플라스틱 통을 이용하여 제작하였다. 통의 하단에 Air 공급을 위한 통로를 만들어 상향류로 공기 공급을 하였고 공기가 벽면을 타고 한 쪽으로만 흐르는 것을 차단하기 위해 차단막을 통의 바닥면 가장자리에 설치하여 반응조 전체에 공기가 골고루 공급되도록 하였다. 또한 퇴비화 반응시의 발열로 인한 수분손실을 보충하기 위하여 Water Trap을 통해 지속적으로 수분공급을 하였으며, 공기의 유량은 Air Compressor에서 나오는 공기량을 측정하여 1.0 L/min · kg VS의 유량으로 일정하게 공급하였다.

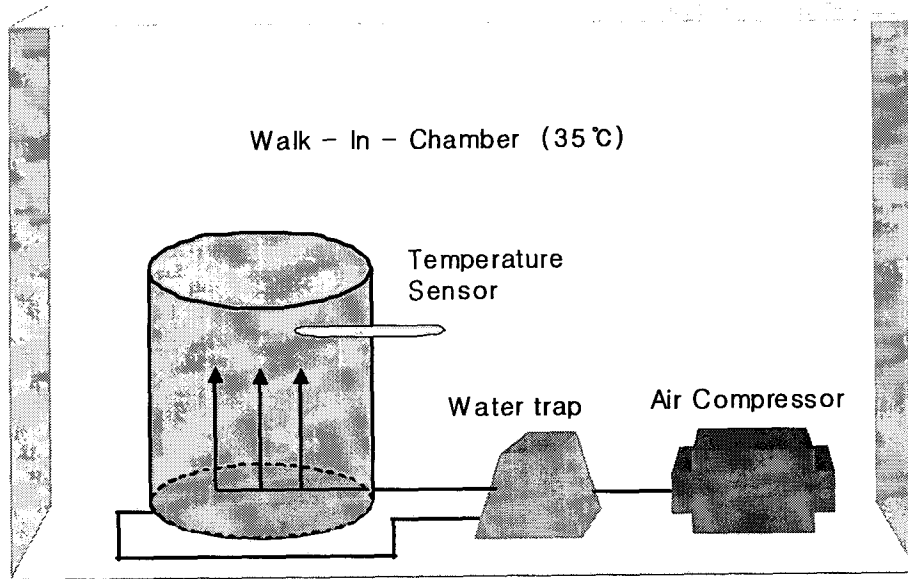


그림 7. 하수슬러지 탈수케이크 퇴비화 반응조 단면도



그림 8. 하수슬러지 탈수케이크 퇴비화 반응조

제 2 절 연구개발 결과

1. 슬러지내의 미생물 분포 및 특성평가

하수슬러지는 하수처리공정의 1차 침전지에서 발생하는 1차 슬러지 (Primary sludge, PS), 생물학적 처리공정에서 발생하는 2차 슬러지(Waste activated sludge, WAS), 혐기성소화공정에서 발생하는 소화슬러지(Digested sludge, D-S) 그리고 1차슬러지와 2차슬러지가 혼합농축된 슬러지인 농축슬러지(Thickened sludge, T-S)등이 있다. 각 슬러지에 포함되어 있는 미생물의 특성은 슬러지의 종류, 계절 및 하수처리장 운전 효율에 따라 상당한 차이를 나타낸다. 따라서 본 연구에서는 대표적으로 활성 슬러지에 포함되어 있는 미생물의 종류와 특성을 문헌조사를 통하여 정리하였다.

가. 활성슬러지 미생물의 종류

활성슬러지법에서 관찰할 수 있는 미생물을 보면 대체적으로 세균 (Bacteria), 원생동물(Proto-zoa), 후생동물(Metozoa) 3종류의 형태로 나누어진다. 이 중 특히 세균류가 오.폐수중의 유기물을 무기물로 분해하여 안정화시키고 침강성이 양호한 Floc을 형성시키는 가장 중요한 역할을 하고 있다.

한편 원생동물은 실제로 하수 처리장을 관리하는 과정에서 중요한 지표로 삼고 있는데, 이는 오.폐수를 정화시키는 근본적인 세균을 일상 실험에서 정량및 관찰하기 어렵기 때문에 비교적 큰 원생동물 (현미경으로 100배 정도 관찰가능)을 정량 및 관찰함으로써 활성슬러지의 상태를 간접적으로 판단할 수 있기 때문이다.

(1) 세균류

세균류의 크기는 0.5~10 μ m정도로 세포의 구성은 세포벽, 세포질막, 리보솜 및 세포질 등으로 이루어지며 이 외에 포자, 편모 및 혐막물질 등은 박테리아에 따라 가지고 있지 않는 것도 있다. 한편 모든 박테리아는 세포벽으로 둘러싸여 있어서 그 형태가 유지되고 내부 물질이 보호받게 되며, 막대모양의 세포

벽이 효소에 의해 분해되어지면 구형으로 바뀌게 되기도 한다. 또한 활성슬러지 미생물의 95%를 차지하고 있으며 단백질, 지질, 탄수화물 등을 분해 섭취한다.

(가) *Zoogloea*속

폐수의 생물처리에서는 *Z. ramigeta*, *Z. filipendula*가 출현한다. 본속의 균체는 $1 \times 2 \sim 4 \mu\text{m}$ 의 간균이며 젤라틴 형태의 물질에 둘러싸여 집락을 형성하며 집락은 통상 손가락 모양, 나뭇가지 모양 또는 구름 모양으로 증식한다. 집락의 크기는 $500 \sim 1000 \mu\text{m}$ 정도이며 *Z. ramigera*의 집락은 구름모양이고, *Z. filipendula*의 집락은 나뭇가지 모양이며 두 종간의 식별이 가능하다. *Zoogloea*속은 BOD부하가 낮은 경우보다 높은 경우 다량으로 출현하며 본 속이 출현할 때의 처리수는 비교적 양호한 수질을 나타낸다. 한편 본 속이 출현시 *Epistylis*속, *Opercularia*속, 선충류, 미소편모충류가 동시에 관찰되는 경우가 많다(그림 9).

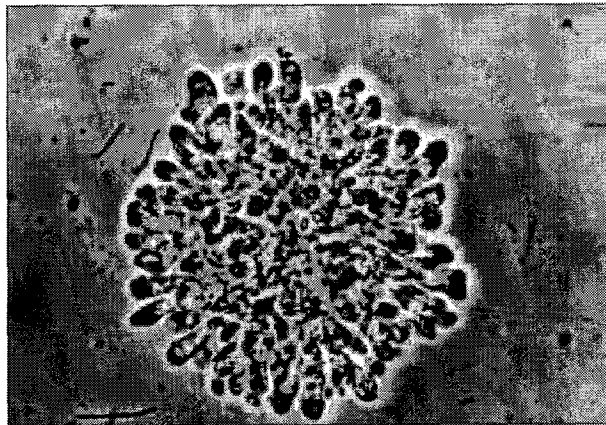


그림 9. *Zoogloea*속

(나) *Beggiatoa*속

폐수의 생물처리에서 *Beggiatoa*속 중 대부분의 경우 *B. alba*가 출현한다. 본 속은 세포내에 흑색의 유황립을 축적하는 능력을 가지는 유황세균의 일종으로 유황립을 다량으로 함유하고 있을 때는 부드러운 활주운동을 한다. 황화수소를 산화하여 에너지를 얻고 있으며 폭 $2 \sim 7 \mu\text{m}$ 의 사상체로서 길이는 $10 \mu\text{m}$ 에서 수천 μm 에 달한다. 종류에 따라서는 다수의 격벽을 가지고 사상체는 양단 모두 둥글며

기부와 선단을 구별할 수 없다. 다른 물체에 부착하지 않으며 집락은 백색에서 회백색으로 얇게 막상으로 확장된다. 본 속은 혐기성 상태가 상당히 진행되어 황화수소가 다량으로 생성될 때에 출현하나 혐기성 상태로의 전환이 어느정도 진행되면 증식하지 않는 특성을 나타낸다. 증식가능한 조건은 통성호기성 상태로 *Metopus*속, *Caenomorpha*속, *Paramecium*속이 동시에 관찰되는 것이 많으며 활성슬러지 및 생물막 두 경우에 있어 BOD부하가 높고 용존산소가 결핍된 조건하에서 출현한다. 본 속이 다량으로 출현시의 수질상태는 백탁하고 부패한 냄새가 나며 BOD가 56mg/L이상을 나타내는 경우가 많다(그림 10).

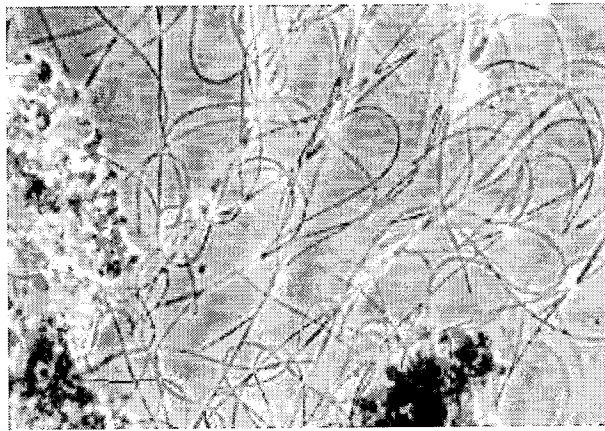


그림 10. Beggiatoa속

(다) *Sphaerotilus*속

폐수의 생물처리에서 출현하는 *Sphaerotilus*속은 대부분이 *S. natans*이며 유초세균(Sheathed bacteria)에 속하는 $1 \times 2 \sim 6 \mu\text{g}$ 의 원통상 간균으로 사상체를 형성한다. 절대호기성 세균으로 광범위한 DO농도에서 증식할 수 있으며 최적 성장조건은 온도 15℃ 이상, pH는 5.8~8.1 범위이다. 슬러지 bulking의 대표적인 박테리아로서 본 속이 우점화하는 경우 SVI가 400이상으로 되는 경우가 빈번하다. 본 속은 유입수중에 저분자 탄수화물이 많은 경우, BOD부하가 높은 경우에 종종 다량으로 출현한다(그림 11).

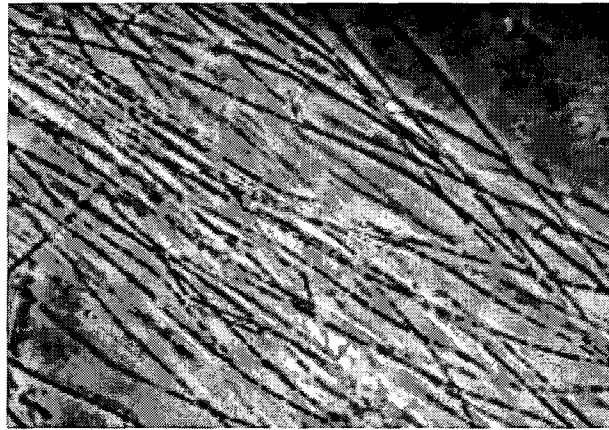


그림 11. *Sphaerotilus*속

(라) *Thiothrix*속

본 속은 유황세균의 일종으로서 주로 황화물을 산화하고 세포내에 유황립을 축적하는 폭 $0.5\sim 2.5\mu\text{m}$ 의 사상체로서 한쪽 끝은 다른 물체에 부착하며 운동성은 없다. *Thiothrix*속은 *Beggiatoa*속과 같이 DO농도가 낮은 곳에서 종종 출현하며 Sludge Bulking의 원인이 된다. 그러나 증식에 대한 제한요인이 황화물이므로 황화물을 제거하면 증식을 저지할 수 있다. 즉, 유입수중의 황화물을 전폭기(pre-aeration)로 산화시키면 증식이 억제되게 되어 *Thiothrix*속에 의해 기인되는 bulking을 방지할수 있다. 본 속은 *Beggiatoa*속보다도 출현빈도가 낮다(그림 12).

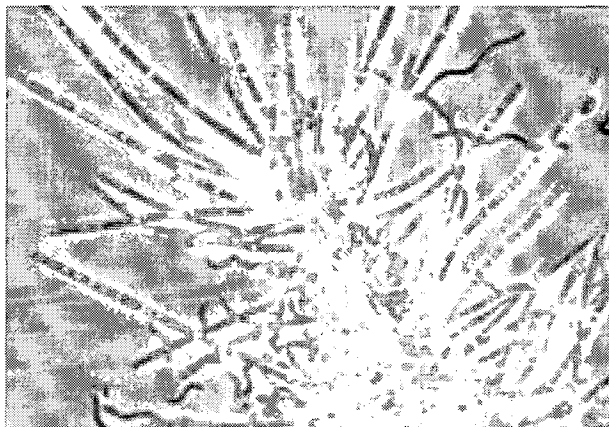


그림 12. *Thiothrix*속

(마) *Nocardia*속

*Nocardia*속은 *N. amarae* 또는 *N. rhodochrous*인 경우가 많으며 방선균에 속하고 타 사상세균에 비해 균사가 가늘고 짧다. 또한 세포에 mycoic acid라고 하는 강소수성 물질을 다량 함유하고 있으므로 GC-MS에 의해 그 존재의 유무 및 탄소수를 판정하므로써 동정을 행할 수 있다. 또한 *N. rhodochrous*의 mycoicacid에는 *N. amarae*보다 탄소수가 많다고 한다. 본 속은 기포에 부착하여 부상하며 포기조의 표면에 거품모양의 Scum을 형성(이상발포)하거나 최종침전조에서 Sludge Rising을 일으키는 것이 큰 특징이며 처리수중에 SS를 유실시키기 때문에 처리수질을 악화시키는 장애요인으로 알려져 있다. scum 발생의 원인은 소수성이며 점성이 높은 본 속이 조내에 존재하는 기포에 부착하면서 기계적·화학적 안정성이 증대되는데 있다. *Nocardia*속 및 *Mycobacterium* 속에 기인하는 scum형성을 방지하기 위해서는 처리과정에서 장시간 물이 체류하는 dead space가 형성되지 않아야 하며(장기간 폐수를 체류시키면 정체된 물 표면에서 방선균이 증식하므로) SRT를 짧게 하여 MLSS를 낮추고 BOD부하를 올리는 조작을 행하므로써 어느정도 효과를 기대할 수 있다(그림 13).

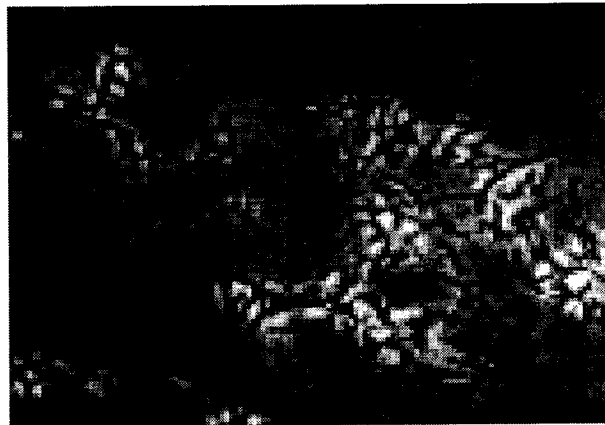


그림 13. *Nocardia*속

(2) 원생동물

원생동물은 1개의 세포로 구성되어 있는 단세포 동물을 의미하며 활성슬러지에서는 매우 다양한 종류가 나타난다. 특히 출현성이 높은 것은 편모충류, 섬모충류, 근족충류이다. 오폐수 처리에 있어 원생동물은 분산되어 있는 대장균

등의 세균 및 세균 이외의 작은 유기고형물을 섭취하여 현탁 물질을 감소시킴으로써 처리 수질을 향상시키는 한편 분비물에 의해 플록화(flocculation)를 촉진시켜 침전 효율을 높인다. 따라서 기질-세균류-원생동물의 먹이연쇄를 형성하여 간접적으로 기질의 상태와 활성슬러지의 상태(부하, 용존산소)를 알 수 있는 자료를 제공해준다.

(가) 섬모충류

① *Amphileptus*속

생물처리에 있어 *Amphileptus*속으로는 *A. claparedei*, *A. branchiarum* 등이 출현한다. *Amphileptus*속은 입과 다수의 수축포 및 2개의 대핵을 갖는 것이 공통점이며 대표종인 *A. claparedei*의 경우 크기는 120~150 μm 로 다소 편평하고 폭넓은 플라스크 모양을 한다. *Amphileptus*속의 경우 모포와 복측의 섬모는 불명확하고 수축포는 불규칙하게 분포하고 있다. 본 속은 *Epistylis*속이나 *Zoothamnium*속등 군체를 형성하는 연모목을 섭식하는 육식성의 원생동물이며 이 때문에 본 속이 활성슬러지나 생물막 중에서 우점화하는 일은 드물게 나타난다. 그러나 도시하수를 처리하는 활성슬러지에서 겨울철에 *Opercularia*속이 우점할시 *Amphileptus*속이 1ml당 400개체로 다량으로 출현하는 경우가 있다. 이같이 처리수질이 양호할 때 또는 지표생물이 우점적으로 증식하고 있는 때에 출현하므로 본 속이 출현시의 처리수질은 양호한 경우가 대부분이다(그림 14).

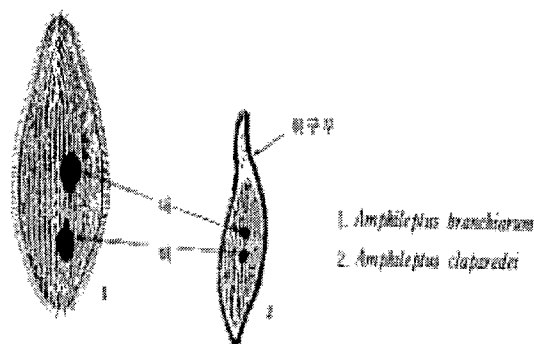


그림 14. *Amphileptus*속

② *Litonotus*속

폐수의 생물처리에서는 *Litonotus*속으로 *L. fasciola*, *L. cygnus*, *L. lamella* 등이 출현한다. 본 속은 플라스크 모양의 가늘고 길며 편평한 모양을 하고 있으며 머리부분의 섬모가 세포의 우측면에만 나와 있는 것이 공통된 특징이다. 대표종인 *L. fasciola*의 경우 세포의 크기는 10 μ m전후(*L. cygnus* 500 μ m 정도)로 가늘고 긴 플라스크 모양이며 머리부분은 몸 길이의 약 1/2이며 그 한쪽에만 뚜렷한 섬모가 나와 있다. 수축포는 후단부에 통상 1개 존재하지만 종류에 따라서는 1~2열로 배열한 경우도 있다. 대핵은 콩모양으로 2개 있고 이들의 중간 부분에 소핵이 존재하며 다른 원생동물을 섭식하는 육식성이다. 그러므로 먹이가 되는 원생동물이 존재하지 않는 슬러지에는 출현하지 않는다. 활성슬러지의 상태가 불량한 상태에서 점차로 회복시 종종 출현한다. 본 속이 우점화하는 경우는 거의 없으며 *Uronema*속, *Cyclidium*속, *Colpidium*속 등과 함께 관찰되는 경우가 많다. 또한 *L. fasciola*가 출현할 때 처리수 BOD는 10~20mg/ ℓ 인 경우가 많다(그림 15).



그림 15. *Litonotus*속

③ *Colpoda*속

C. cucullulus, *C. steinii*, *C. infata* 등이 출현한다. 본 속의 형태적 특징은 세포가 편평하며 우연이 반환상으로 되어 있다(생물학의 분야에서는 그림, 사진중의 기관을 설명하는 경우 좌우가 바뀐다)는 것과 입이 편평한 복면의 중앙부 부근에 있다는 것이다. *C. cucullulus*의 경우 세포의 크기는 길이 40~120 μ m, 폭

35~55 μm 으로 누에콩 모양 또는 신장형을 하고 있다. 수축포는 후단부에 1개 존재하며 대핵은 몸의 중앙 우측에 가깝게 존재하고 구형 또는 타원형을 하고 있다. 세균류를 다량으로 섭식해서 세포질내에 다량의 식포를 형성하므로 암흑색을 띠고 있으며 세포구의 부위에 30개 전후의 섬모가 있어 영양원으로 세균류를 섭식하는데 *Escherichia coli*, *Aerobacter aerotenes*, *Serratia marcesens*, *Arthrobacter micotinances* 등이 주 대상이다. BOD부하가 0.7kg 전후의 고부하에 있어 가장 많이 출현하며 *C. steinii*가 *Escherichia coli*를 먹이원으로 한 경우 수율은 0.76으로서 *C. seteinii*가 1개체 증식하는데 약 4,000개체의 *Escherichia coli*가 필요하게 된다. 이 때문에 수중이나 토양중에서의 *E. coli*의 개체수 감소에 본 속을 포함한 원생동물이 큰 역할을 하는 것이라고 사료된다. pH 및 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 농도가 높은 경우에 관찰이 쉬우며 분뇨폐수를 처리하는 경우에도 종종 관찰된다. 본 속이 다량으로 출현하는 때의 처리수 BOD는 20mg/ ℓ 이상인 경우가 많다(그림 16).

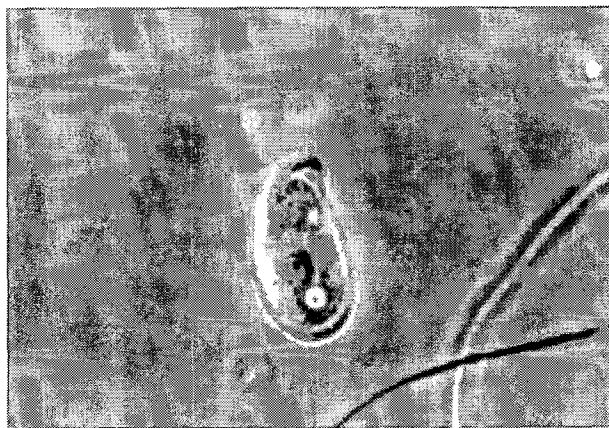


그림 16. *Colpoda*속

④ *Vorticella*속

㉞ *Vorticella microstoma*

세포의 길이는 35~120 μm 이며 다른 *Vorticella*속보다 위구부가 좁다. 대핵은 1개로 세포의 중심에 함입되어 길게 신장되어 있다. 소핵은 1개이며 수축포는 세포구 근처에 1개 있다. 분열에 의해 Telotroch를 형성하는데 환경조건이 나쁜 경우에도 Telotroch를 형성하여 자유 유영성으로 된다. 먹이원으로는 세균을 주로

섭식하지만 미세조류를 섭식하는 것도 있다. 세균중에서는 *Bacillus cereus*, *Alcaligenes viscolactis*, *Pseudomonas fluorescens*, *Achromobacter liquidum*, *Micrococcus varians*, *Flavobacterium arborescens* 등을 즐겨 섭식한다. 최적 온도는 25℃이며 3℃에서도 증식하며 35℃ 이상에서는 포낭(Cyst)을 형성하거나 기형으로 되어 최종적으로 사멸한다. 인산완충액 1/150~1/75M에서 잘 증식하지만 1/375M이하와 3/75M 이상에서는 거의 증식하지 않는 것이 확인되었으며 최적 pH는 6.5~7.5로 pH8 이상에서는 증식이 저해받게 된다. 활성슬러지 및 생물막에서 증식시키려면 pH 조절이 중요하며 중금속에 대한 EC50은 Cu, Cr, Cd, Zn, Al(반토), Al(PAC), Fe(염화제2철)에서 각각 0.25, 0.53, 0.49, 0.90, 3.4, 0.5, 4.7mg/l이다. *Alcaligenes faecalis*를 먹이원으로 할 경우 수율은 0.47이며 탈질조에도 출현하므로 낮은 DO농도하에서도 생존이 가능하다고 사료된다. 본종이 다량으로 출현하는 때의 처리수 BOD는 20mg/l 이하인 경우가 많다(그림 17).



그림 17. *Vorticella microstoma*속

㊤ *Vorticella convallaria*

세포의 길이는 30~120 μ m, 폭은 35~70 μ m, 위구부의 폭은 55~75 μ m, 자루의 길이는 100~500 μ m이며 위구부는 *V. campanula*보다 좁다. 세포의 길이와 위구부의 비는 0.8~1.3:1 정도이다. 수축포는 측방에 1개 형성되며 대핵은 L자형으로 몸체 중앙부에 위치하고 있다. 활성슬러지나 생물막법의 처리수질이 양호할 때 다량으로 출현하며 세균을 먹이원으로 하여 *Alcaligenes viscolactis*, *Micrococcus varians* 등을 주로 섭식한다. 본 종이 출현하는 때의 처리수 BOD는 15mg/l 이하인 경우가 많다(그림 18).

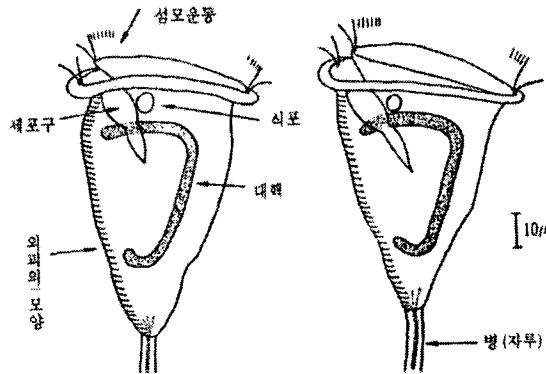


그림 18. *Vorticella convallaria*속

⑤ *Epistylis*속

폐수의 생물처리에서는 *Epistylis*속으로 *E. plicatilis*, *E. elongata*, *E. rotans*과 *E. cambari*등이 출현한다. 군체를 형성하고 줄기에 사근체를 갖고 있지 않은 것이 공통점으로 대표종인 *E. plicatilis*의 경우 세포의 크기는 70~60 μm , 폭 10~20 μm 이며 길이는 폭에 비해 상당히 길다. 대핵은 상부에 있고 종축에 대해서 직각으로 위치해 있으며 . 거대한 군체를 형성한다. 각 개체가 수축하는 경우에는 총체의 후부가 주름모양을 하고 있으며 수축포는 세포인두의 측부에 1개 형성된다. 총체는 수축하는데 병(柄)에 사근체가 없기 때문에 신축하지 않는다. 세균을 먹이원으로 하는데 *E. plicatilis*는 특히 *Alcalingenes faecalis*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas ovalis*를 즐겨 섭식한다. 오염수역에서 보통으로 확인되지만 오염된 하천, 부영양화에도 출현하고 *Microcystis aeruginosa*의 군체에 부착해서 증식하는 것도 있다. 활성슬러지보다도 생물막법에 많이 출현하며 *E. plicatilis*는 처리수 BOD가 20mg/ℓ 이하에서도 출현하지만 *E. rotans*가 출현하는 때의 처리수 BOD는 10mg/ℓ 이하인 경우가 많다(그림 19).

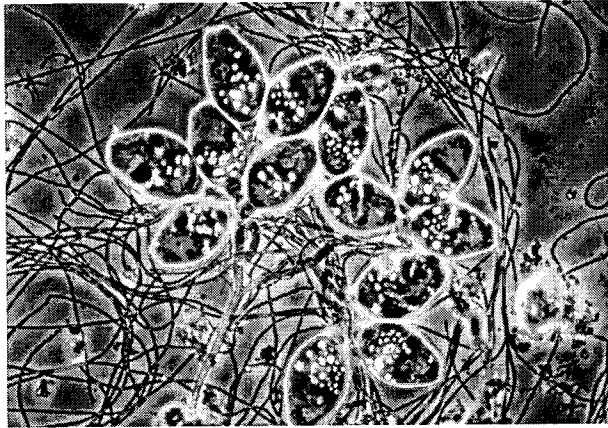


그림 19. *Epistylis*속

⑥ *Metopus*속

생물처리에서는 보통 *Metopus*속에 속하는 *M. fuscus*, *M. striatus*등이 출현한다. 본 속은 총채 전단에 모자를 쓴 것 같은 특이한 형태가 공통점으로 대표종인 *M. fuscus*의 경우 세포의 크기는 180~300 μ m로서 전단부는 폭넓고 완만한 곡선을 그리며 후단에 어느정도 가늘게 되기 때문에 모자를 쓴 형상을 나타낸다. 위구부가 비스듬하게 나선 모양을 하고 있고 섬모열의 주향(主向)이 그것을 경계로 해서 달라진 것이 큰 특징이다. 수축포는 몸의 후단에 1개 있으며 먹이원은 주로 세균류이다. 용존 산소농도가 미량밖에 검출되지 않는 활성슬러지나 생물막 및 탈질조에 주로 출현하며 슬러지는 흑색을 나타내고 부패한 냄새를 발생하는 경우가 대부분이다. 활성슬러지의 경우 포기조가 단락흐름을 야기하는 구조를 가지고 있다면 폭기가 충분히 행해지고 있어도 소수이기는 하지만 출현하는 경우가 있으며 이런 경우에 처리수질은 백탁하고 투시도가 낮으며 BOD농도도 높아지게 된다. 이는 포기조의 구조를 개량하던지 BOD용적부하를 낮추고 폭기를 증가시킴으로 인해 소멸시킬수 있다. 본 속이 출현하는 경우 동시에 *Caenomorpha*속, *Beggiatoa*속 등이 관찰되며 상기한 것 이외의 이모목으로서 *Blepharisma*속, *Bursaria*속, *Caenomorpha*속 등이 출현한다(그림 20).

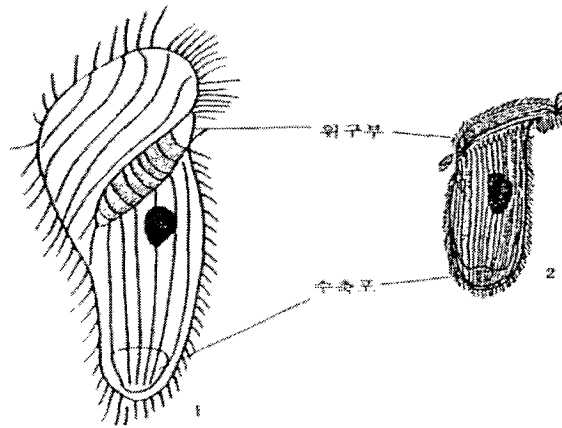


그림 20. *Metopus*속

⑦ *Aspidisca*속

*Aspidisca*속으로서 *A. costata*, *A. lynceus*가 출현하는 경우가 대부분으로 양자는 세포의 크기로부터 식별할 수가 있는데 *A. lynceus*쪽이 더 크다. 대표종인 *A. costata*의 경우 세포는 난형이며 크기는 25~40 μ m(*A.lynceus*는 30~50 μ m)로 전방에 7개, 후방에 5개의 극모(Cirrus)가 발달해 있고 이것에 의해 포복운동을 하게 된다. 대핵은 말발굽형으로 가늘며 길고 그 근처에 수축포가 1개 존재하며 먹이원으로써 세균을 섭식한다. *A. costata*에 있어서 SE배지, LE배지에 페니실린(500U/ml)과 스트렙토마이신(100 μ g/ml)을 첨가할 경우 무균배양 결과 전혀 증식이 나타나지 않았으므로 활물영양성 생물이라고 시료되며 화학물질에 대해서 매우 감수성이 높기 때문에 독성평가의 지표생물로서 적합하다. 본 속의 성장 최적온도는 30 $^{\circ}$ C이며, 2 $^{\circ}$ C이하 및 35 $^{\circ}$ C이상에서는 증식이 불가능하다. 겨울철 도시하수의 활성슬러지 처리시설에 있어서 SRT가 길게 되면 출현하게 되며 *A. costata* 및 *A. lynceus*이 다량으로 출현할 때의 처리수 BOD는 15mg/l 이하인 경우가 많다(그림 21).

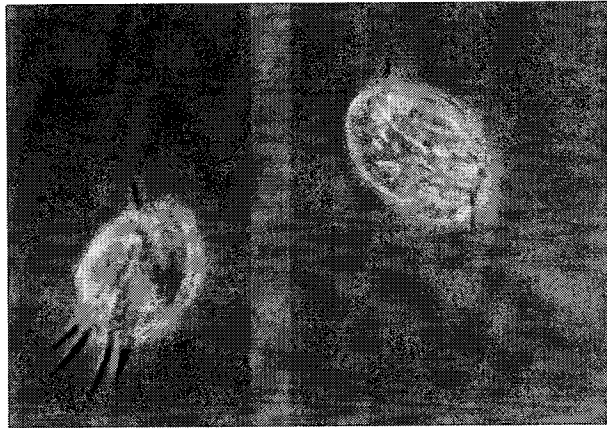


그림 21. *Aspidisca*속

⑧ *Euplotes*속

폐수의 생물처리에서는 *Euplotes*속으로서 *E. eurystomus*, *E. patella*등이 출현한다. *Oxytricha*속, *Stylonychia*속에 비해 세포가 난형인 것이 특징이며 *Aspidisca*속보다 세포가 크므로 식별이 용이하다. 대표종인 *E. eurystomus*의 경우 세포의 크기는 100~195 μ m인 난형으로 복면은 편평하지만 배면은 볼록하게 나와 있다. 극모는 위구부의 오른쪽에 9개, 후방에 5개, 후단부에 4개가 있으며, 위구부는 넓은 삼각형을 하고 있고 전단에서 1/3정도 길이까지 확장되어 있다. 대핵과 소핵은 1개씩 존재하며 대핵이 숫자의 3과 같은 모양을 하고 있는 것이 특징이며, 수축포는 몸의 후방 오른쪽 옆에 1개 존재한다. 먹이원으로서 세균, 편모충류, 미소섬모충류를 섭식한다. 본 속은 BOD부하가 낮은 경우에 종종 출현하지만 그때의 처리수 BOD농도는 10mg/l 정도인 경우가 많아 같은 하모류인 *Oxytricha*속보다도 양호한 수질을 얻게 되는 때에 존재한다. 통상적으로 우점화하는 경우는 거의 없지만 활성슬러지에서는 다량으로 출현한다. 생물학적 처리에 있어서 상기한 것 이외에 하모목으로서 *Tachysomatr*속, *Uroleptus*속, *Strichotricha*속이 드물게 출현한다(그림 22).

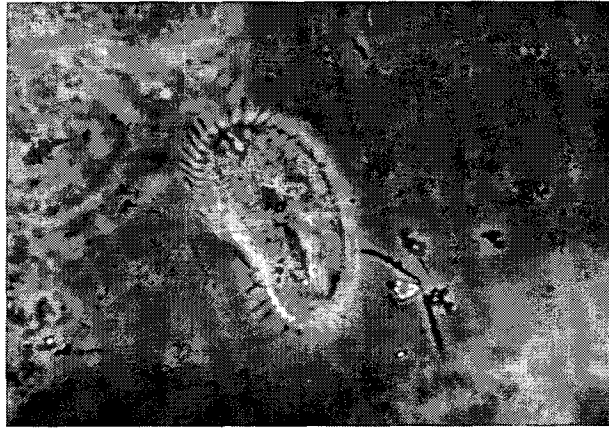


그림 22. *Euplotes*속

(나) 편모충류

한편 편모충류는 세포벽을 가지고 있으며 종축 이분열에 의해 증식하며 채찍같은 편모를 한 개 또는 두개를 가지고 있어 운동기관으로서의 역할을 한다. 간혹 조류와 원생동물과의 구별에 혼동을 일으키기도 하는데 이는 식물과 비슷하게 색소를 가져 광합성으로 유기물을 합성하는 식물성 편모충류로 인한 것이며, 또 다른 종류는 동물성 포자충류라고 한다. 미개한 소화기관인 식도를 가지고 세균, 조류 그리고 원생동물등을 먹이로 하는 편모충류도 있다.

① *Oicomonas*(*Oikomonas*)속

폐수의 생물처리에서는 주로 *O. termo*만이 출현하며 대표종인 *O. termo*의 경우 세포의 크기는 5~20 μ m이며 구형 또는 난형으로 편모는 1개를 가지고 있으며 세포의 2배 정도인 길이를 가지고 있다. BOD 부하가 큰 경우나 DO농도가 낮은 경우에 많이 출현한다. 본 속이 우점적으로 출현할 때는 처리수의 수질은 백탁하고 투시도는 저하됨으로 인해 BOD는 30mg/l 이상이 되는 경우가 많다. 활성슬러지 처리시설의 초기운전시에 출현하기 쉬우며 다량으로 출현하는 경우 BOD부하가 낮은 쪽으로 설정하고 DO농도를 높게 해서 운전하면 대부분 소멸하게 된다.

② *Monas*속

M. dbliqua, *M. vestita*, *M. vulgaris*나 *M. amoebina*등이 출현하며 1~2개의 수축포를 갖는 것이 공통점이다. 대표종인 *M. obliqua*의 경우 세포는 구형으로 크기는 10 μ m 정도이고 활발하게 움직이며 이동한다. 세포의 중앙부에 핵이 존재하며 2개의 편모를 가지지만 전방을 향하고 위로 향하는 편모는 갖고 있지 않다. 본 속은 세균을 섭취하는 동물성 편모충류로 처리수가 양호한 때에서도 개체수는 적지만 출현한다. 처리수의 수질이 BOD 20~30mg/l 이상으로 floc이 분해되어 처리수중의 SS농도가 높아지는 경우에 다량으로 출현하게 된다(그림 23).



그림 23. *Monas*속

③ *Bodo*속

*Bodo*속으로는 *B. edax*, *B. caudatus*가 출현하며 특징은 2개의 편모중에서 1개는 전방을 향하고 1개는 후방으로 향한다는 데 있다. 세포는 무색이고 길이는 11~15 μ m, 폭 5~7 μ m인 장타원형 혹은 방추형을 하고 있으며, 전정부에서 생긴 2개의 편모중 1개는 전방을 향하고 다른 1개는 후방에 끌려 있다. 편모는 운동기관 입과 동시에 먹이원을 수집하는 기관이므로 활동성이 높으나 이것을 용이하게 확인하기는 곤란하다. 핵은 구형에 가까운 세포의 중심부에 위치하고 눈과 같은 모양을 하고 있으며 수축포는 전방에 1개 확인된다. 본 속은 먹이원으로서 세균을 섭식하는 활성슬러지성 생물의 대표적인 운동성 편모충류이다. BOD부하가 높거나 DO농도가 낮은 때, 즉 유기물이 부패하고 포기조의 blower가 막히거나

하는 상태일때 많이 출현하며 본 속이 우점화하면 처리수는 백탁하고 심할 경우 BOD는 3mg/l 이상이 된다. 혐기성 여상에도 종종 다량으로 출현한다. 환경의 악화에 따라서 용이하게 포낭(시스트)을 형성하기도 한다(그림 24).

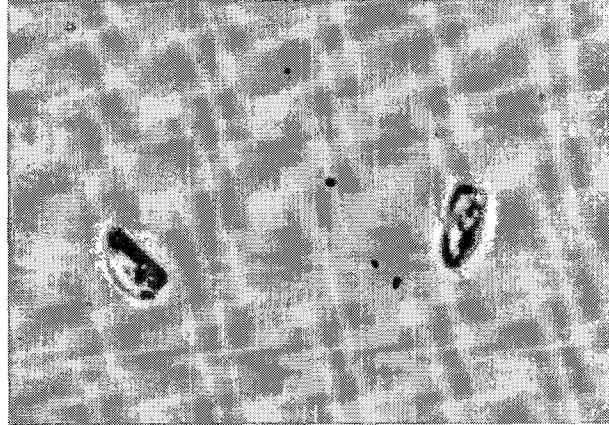


그림 24. *Bodo*속

(다) 육질충류

① *Amoeba*속

*Amoeba*속으로는 *A. proteus*, *A. discoides*, *A. radiosa*, *A. limicola*, *A. verrucosa* 등이 출현한다. 본속은 핵과 1개의 수축포, 엽상가족을 소유한 것이 공통점으로 *Amoeba*속은 침전 효율이 낮기 때문에 활성슬러지 고액 분리시 상등수 중으로 이동하고 백탁의 원인이 된다.

㉞ *A. proteus*, *A. discoides*, *A. verrucosa*

*A. proteus*는 크기가 600 μ m 정도로서 2~3의 엽상가족으로 이동하며 세포질은 내질과 외질로 분화되어 있다. 핵은 전형적인 단핵으로 통상적으로 원반형 태이며 내질의 결정체 (45 μ m)는 피라미드 모양을 하고 있다. *A. discoides*은 크기가 400 μ m 정도로 가족은 일반적으로 짧고 평활하며 내질에는 알모양의 거친 과립이 존재한다. *A. verrucosa*는 난형으로 크기는 200 μ m 정도이고 컵 모양의 돌출부를 갖고 있어 이는 운동시에 원통형태로 된다. 체표에는 외피의 주름이 확인되며 가족은 짧고 폭이 넓으며 먹이원은 주로 세균류인데 원생동물도 섭식한다. 슬러지의 압밀성이 없어지게 되면 이들 대형의 아메바는 floc에 가족을 박아 floc을

분해시키게 되므로 BOD부하가 낮고 용존산소농도가 높으며 flocc의 압밀성이 적을 때 종종 다량으로 출현한다. 이러한 종이 다량으로 증가하면 미세한 flocc이 많아지고 투시도가 저하되게 된다(그림 25).

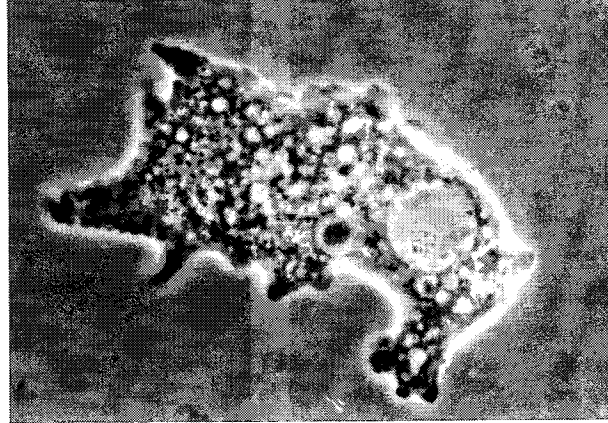


그림 25. *Amoeba*속

㉞ *Amoeba radiosa*

세포의 직경은 통상 $30\mu\text{m}$ 정도이고 구상 또는 난형으로 3~10개의 방사상의 가는 가축이 있다. 수축포는 1개를 가지고 있으며 먹이원으로 주로 세균류를 섭식한다. 과폭기에 의해 슬러지가 분산하는 환경조건에서 출현하며 활성슬러지 1ml당 수만 개체가 출현하게 되면 flocc은 작아지며 처리수가 백탁해지기 때문에 투시도는 10cm 정도로까지 저하하고 처리수의 BOD가 극단적인 경우는 $50\text{mg}/\ell$ 정도로까지 악화한다. 그러나 우점적으로 증식하는 일은 그다지 많지 않아 1ml당 500개체 이하일 때 BOD농도는 $20\text{mg}/\ell$ 이하를 나타낸다. 이들이 급격하게 증가하는 경우 반송슬러지량과 송기량을 적게하면 flocc의 해체현상을 어느 정도 억제시킬 수 있다(그림 26).

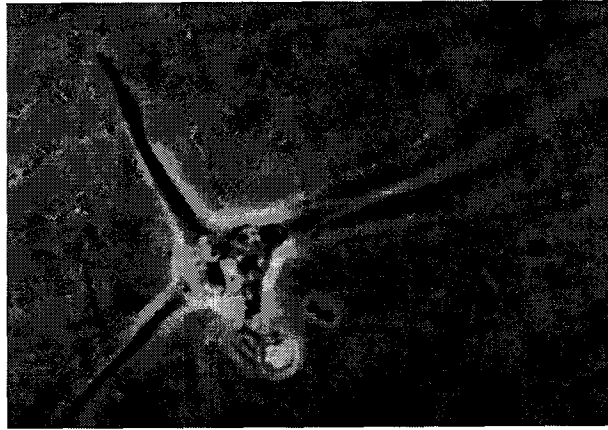


그림 26. *Amoeba radiosa* 종

⊕ *Amoeba limicola*

길이가 45~55 μ m, 폭 35 μ m으로 등근 모양을 하고 있으며 비교적 소형으로 핵과 1개의 수축포를 가진다. 운동하는 방향의 선단은 투명하게 되어 있으며 세포질의 분출에 의해 운동하기 때문에 가족은 분명치 않으나 먹이원으로서 주로 세균류를 섭식한다. 과폭기후에 종종 많이 출현하며 다량으로 출현시 처리수가 백탁하고 투시도가 저하한다. 본 종은 무기성분의 함량이 낮은 폐수의 처리하는 경우에 주로 출현하는데 특히 인공하수를 유입수로 한 경우에 관찰되는 경우가 빈번하다(그림 27).

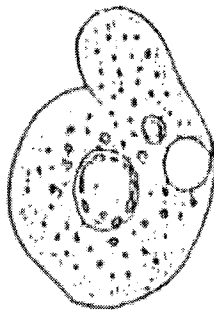


그림 27. *Amoeba limicola* 종

② *Vahlkampfia*속

*V. ahlkampfia*속은 *V. limax*인 경우가 많다. 팔태충 모양을 하고 있고 폭이 넓은 가족을 갖는 것이 공통점으로 대표종인 *V. limax*의 경우 세포의 크기는 30~40 μm 로 1개의 폭넓은 가족을 가진다. 세포는 항상 폭보다도 긴 헛바닥 모양을 하고 있으며 특징이 있는 핵을 가지고 있고 먹이로써 주로 세균류를 섭식한다. 과폭기후 또는 floc 해체시 종종 다량으로 출현한다. 이들이 1ml당 수만 개체 이상 출현하게 되면 floc이 작게 되어 처리수가 탁해지고 투시도는 20cm이하로 처리수 BOD는 30mg/l 이상의 저조한 수질을 나타내게 된다. 그러나 본 속이 우점적으로 증식하는 경우는 그다지 많지 않으며 과도한 증식을 억제하기 위해서는 반송슬러지량과 송기량을 적게 함으로써 조절할 수 있다.

(3) 후생동물

(가) *Philodina*속

몸의 후단을 다른 물체에 부착시키고 포복운동을 한다. 두반(Corona)은 좌우 1쌍인 원형의 엽상부에 나뉘져 있고 섬모환은 2개의 릿을 만들며 이운동으로 유영도 가능하다. 입과 머리는 잘 발달해 있으며 몸의 크기는 300-1,100 μm 로 다리는 등쪽에 2개, 말단에 2개, 총 4개의 발이 있다. 입부위는 평활하고 발은 짧으며 먹이원은 주로 세균류이지만 미소편모충도 섭식한다. 활성슬러지 또는 생물막에서 분리한 세균을 먹이원으로 한 경우, 거의 모든 세균은 먹이로 하여 증식할 수 있어 광식성이라고 말할 수 있다. *Philodina sp.*의 성장 최적온도는 25 $^{\circ}\text{C}$ 이고 pH 6~8의 사이에서는 비증식속도(μ)가 변화하지 않으나 30 $^{\circ}\text{C}$ 이상의 경우는 비증식속도(μ)가 저하된다. 섭식은 floc에 부착하고 두부섬모환으로 수류를 일으켜 먹이를 인두로 운반하는 식으로 하게 된다. DO농도가 높고 BOD부하가 낮으며 동시에 질화가 일어나고 있는 경우에 종종 다량으로 출현하며 본 속이 우점화할 때의 처리수 BOD는 10mg/l 이하인 경우가 많고 투명도도 100cm이상을 나타낸다. 또한 다량으로 출현하게 되면 슬러지발생량도 적어지게 된다. 본 속이 출현시 동시에 *Arcella*속, *Euglypha*속 또는 기타 미소후생동물이 관찰되는 경우가 많다(그림 28).

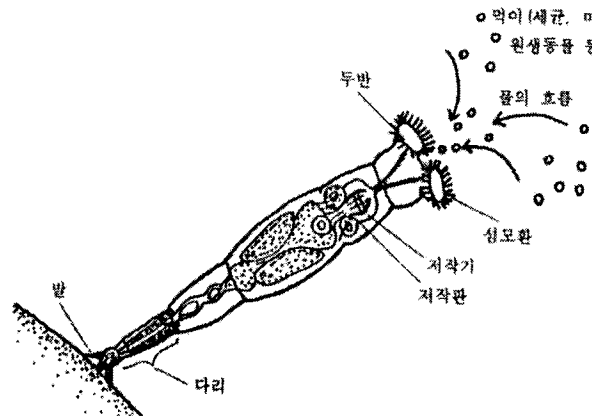


그림 28. *Philodina*속

나. 활성슬러지 미생물의 형태

활성슬러지시스템에서 활성슬러지의 상태에 따라 나타나는 미생물의 형태의 구분은 크게 3가지로 구분되는데 이는 활성슬러지가 양호할 때 나타나는 활성슬러지 미생물, 중간성 활성슬러지 미생물, 활성슬러지가 악화되었을 때 나타나는 비활성슬러지 미생물이다. 상기와 같은 미생물은 보통의 강이나 늪, 못, 개울 등에서도 많이 서식하고 있는 것으로 현미경으로 관찰하면, 폭기부족으로 슬러지가 부패한 단계에서는 활성슬러지 미생물은 거의 보이지 않고 적은 편모충이 많이 관찰되는 경우가 많다.

반대로 장기간의 과폭기 경우에는 소형의 미세한 아메바가 다량 보이거나 만두형 아메바가 이상할 정도로 많은 것을 알 수 있으며 슬러지의 floc도 가늘고 산만하게 분산되어 있다. 그러나 활성슬러지의 상태가 양호할 경우에는 분산된 가느다란 floc은 보이지 않고 큰 덩어리로 집합되어 있어 현미경 관찰이 용이하며 그 형태가 선명하게 나타난다. 이러한 생물의 형상은 활성슬러지 생물이 대부분이고 고정형의 세균류와 후생동물인 벌레가 많으며 중간성 슬러지 생물은 약간 존재하는 경우가 대부분이다.

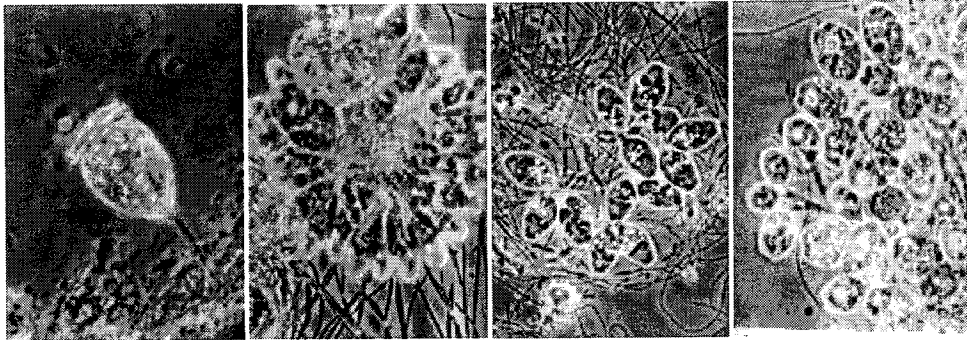
그러나 섬모충류(중간성 슬러지 생물) 등이 다른 생물에 비하여 다량출현할 경우에는 폭기조 내의 슬러지에 이상변화가 일어날 때가 많다. 이런 경우에는 상태의 변화가 서서히 발생하기 때문에 폭기조 반송슬러지량 등에 특히 유의하여야 한다.

미생물의 활동단계를 살펴보면 제 1단계에서는 폐수 중에 미세한 입자가 많기 때문에 이에 적응하여 활동하는 박테리아 세균류가 많이 발생된다. 이때 이들 박테리아류를 섭취하는데 적합한 모양의 편모충류나 유영형의 섬모충류 등이 상당히 증가하게 된다. 제 2단계에서는 미세한 입자는 어느 정도의 무게와 크기를 가진 슬러지 Floc으로 되어나 아직은 침강성이 불안한 형태로서 박테리아류도 여기에 알맞는 형태가 출현하여 그 박테리아류를 잡아 먹는데 편리한 중간성슬러지 생물의 주위를 자유롭게 돌아다니는 생물이 많이 출현 하게 된다. 제 3단계에서는 충분히 성숙한 슬러지의 Floc에 고정부착하여 생활하는 고정형의 생물이 다수 출현하게 된다.

이와 같이 폭기조내의 생태에 따라서 출현하는 생물의 이동과 변화가 나타나는데 통상 처리효과가 양호한 때에도 활성슬러지성 생물만이 나타나는 것은 아니며 중간성, 또는 비활성 슬러지 생물도 출현하고 있는바, 문제는 활성슬러지 생물과 중간성, 비활성슬러지성 생물과의 적정한 균형이며 활성슬러지성 생물이 상대적으로 다량 출현하는 경우가 양호한 상태이다. 한편 활성슬러지 처리장에 나타나는 생물의 종류는 대체적으로 국한되어 있으며 현미경 관찰이 용이하기 때문에 주기적인 관찰을 통하여 폭기조 운전상태를 파악할 수 있다. 이에 표 21에서는 활성슬러지의 상태에 따른 처리 미생물 종류와 그 특성에 관한 내용을 정리·요약하였으며 그림 29 ~그림 36에 대표적인 미생물의 사진을 수록하였다.

표 21. 활성슬러지 처리상태 및 처리 미생물의 종류 및 특성

처리상태	처리 미생물의 종류	미생물의 특성	운전상태 및조치
활성슬러지 상태가 양호할 때 (활성슬러지성)	Vorticella, Epistylis, Aspidisca, Rotifer 등	각종 미소 후생동물 흡관충류와 같이 고착성이거나 꿈틀거리는 종류	폭기조 혼합액 1ml중 1,000개체 이 상의 생물존재중 이들이 80%이상 존재하면 정화효율이 높은 것으로 판정.
활성슬러지 상태가 나쁠때 (비활성슬러지성)	Bodo, Cercobodo, Oikomonas, Monas, Colpoda등	빨리 헤엄치는 종류	이들이 출현하면 floc이 일반적으 로 작으며 악화되었을때는 원생동 물 및 후생동물은 전혀 출현하지 않고 편모 충류의 점유율이 높음.
활성슬러지 상태가 나쁠때로부터 회복될 때	Litonotus, Euplotes, Amphileptus등	서서히 헤엄쳐 다니는 종류의 미생물	이들 생물이 1개월 정도 계속되면 우점종(優占種)으로 될 경우도 있 음.
활성슬러지가 분산 해체할 때	Limax, Amoeba, Radiosa, Philodina 등	육질류(肉質類)	이들 생물이 수만 개체이상 출현 하면 floc은 작아지고 방류수는 탁 해짐. 반송슬러지량과 송기량을 적게하 면 floc해체를 억제할 수 있음.
Bulking시	Thiothrix, Fungus, Nocardia 등	사상(絲狀) 미생물	SVI가 200이상으로 되었을 때 사 상미생물이 실밥과 같이 나타남.
용존산소 부족시	Beggiatoa, Motopus 등	낮은 용존산소를 좋아하는 미생물	이들이 나타나면 활성슬러지가 흑 색을 나타내고 악취가 발생함.
과폭기시	Amoeba 및 윤충류	윤충류	DO가 5ppm이상시 발생
BOD부하가 낮을때	Acella, Zoogloea, 윤충류, 빈모류	윤충류, 빈모류	이들이 많을 때 질산화가 일어나 고 있음을 나타냄.
독성물질의 유입시	Aspidisca	세균에 비해 원생동물은 외적환경에 감수성이 높아 원생동물을 관찰.	Aspidisca가 급격히 감소하였을때 는 충격부하나, 소량의 독성물질이 유입되었음을 뜻함.

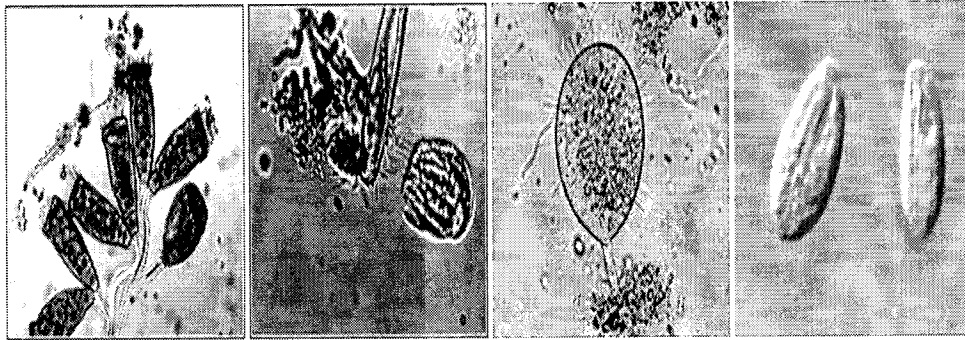


Vorticella

Opecularia

Epistilys

Carchesium



Zoothamnium

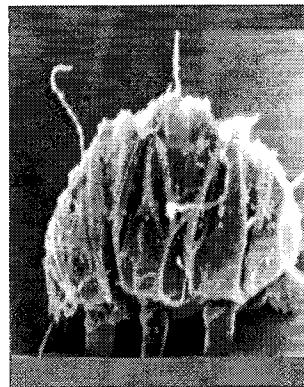
Aspidisca

Tokophrya

Entosiphon

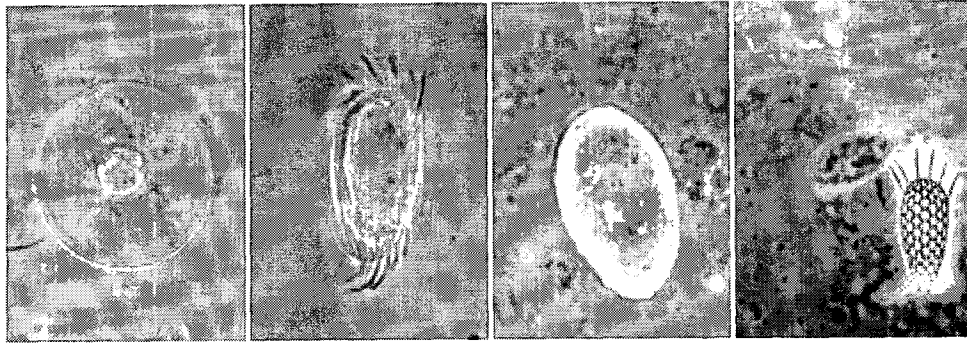


Copepoda



Tardigrada

그림 29. 수처리장 양호할 때 출현하는 미생물

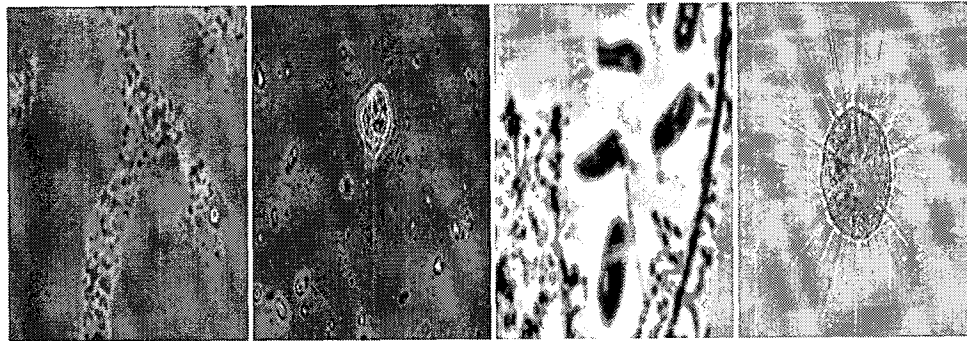


Arcella

Eplotes

Diffugia

Euglypha

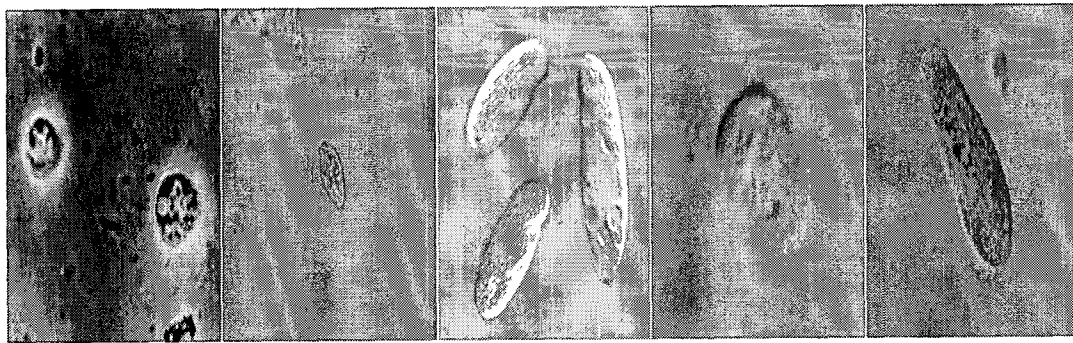


Zooglea

Oikomonas

Pleuromonas

Actinophrys



Uronema

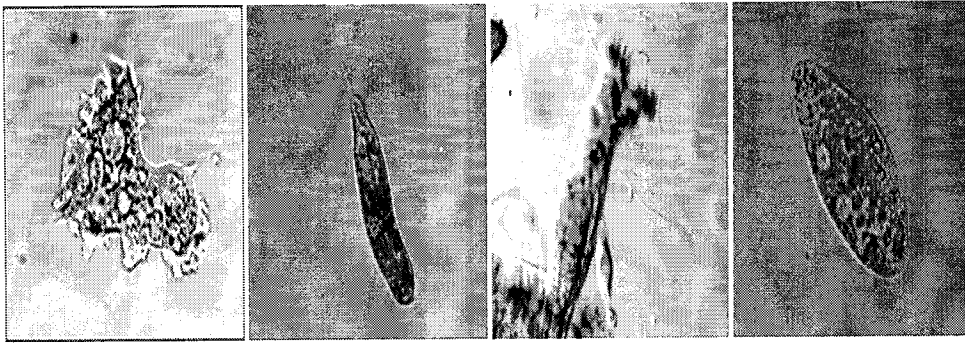
Cyclidium

Colpidium

Colpoda

Paramecium

그림 30. 수처리가 나빠질 때 출현하는 미생물

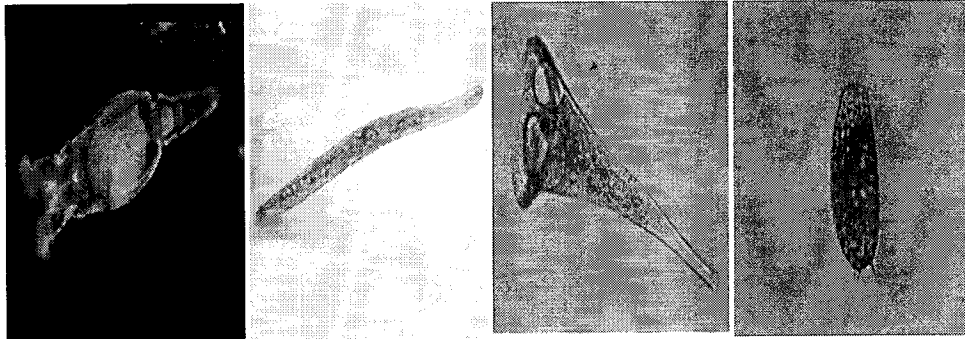


Amoeba

Peranema

Rotaria

Oxytricha

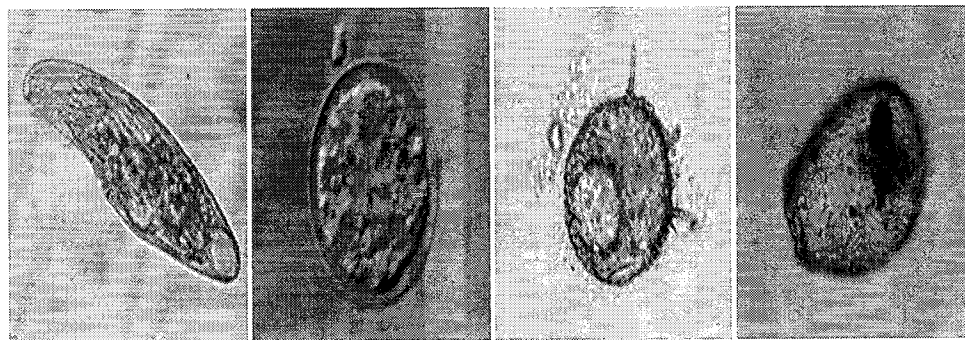


Philodina(1)

Philodina(2)

Stentor

Coleps



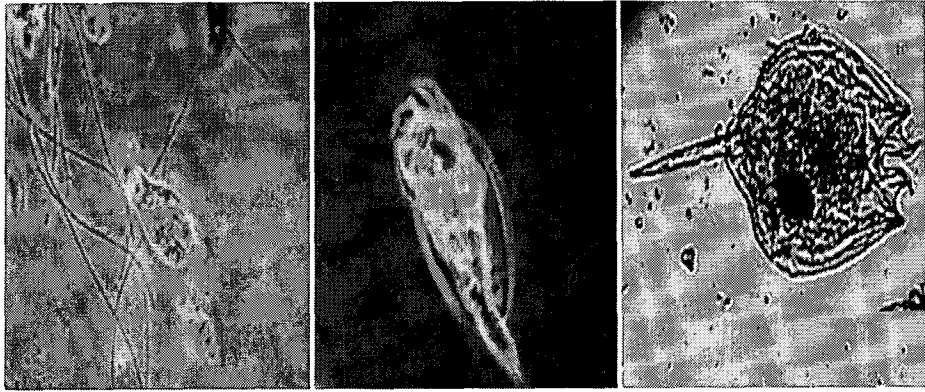
Blepharisma

Arcella

Centropyxis

Diffugia

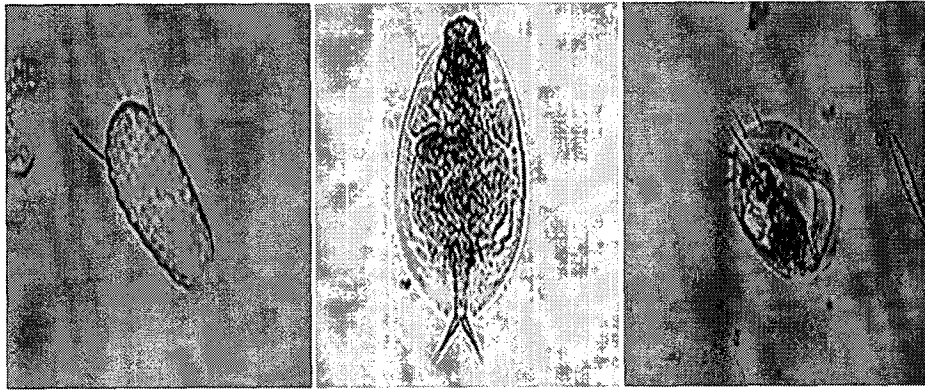
그림 31. 해체시 또는 해체의 기미가 보일 때의 미생물



Lecane

Colurella

Monostyla

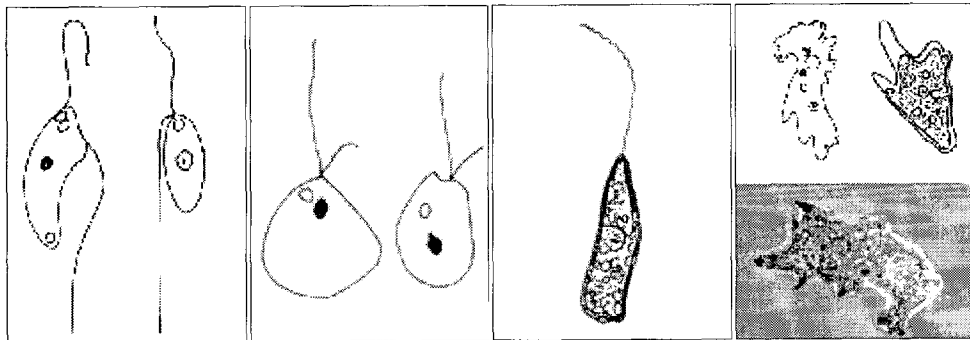


Euglypha

Lepadella

Euplotes

그림 32. 유입수 농도가 대단히 낮을 때 나타나는 미생물



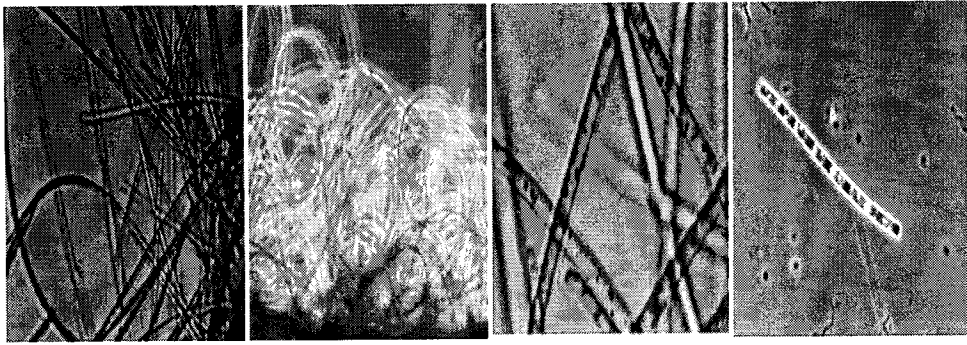
Bodo

Monas

Peranema

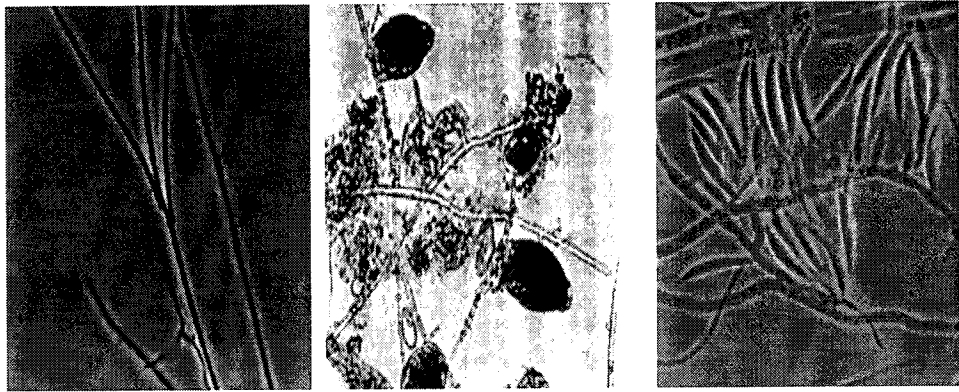
Ameoba

그림 33. 처리수가 나쁠 때 출현하는 미생물



Beggiatoa(1) *Beggiatoa*(2) *Beggiatoa*(3) *Beggiatoa*(4)

그림 34. 산소부족일 때 나타나는 생물

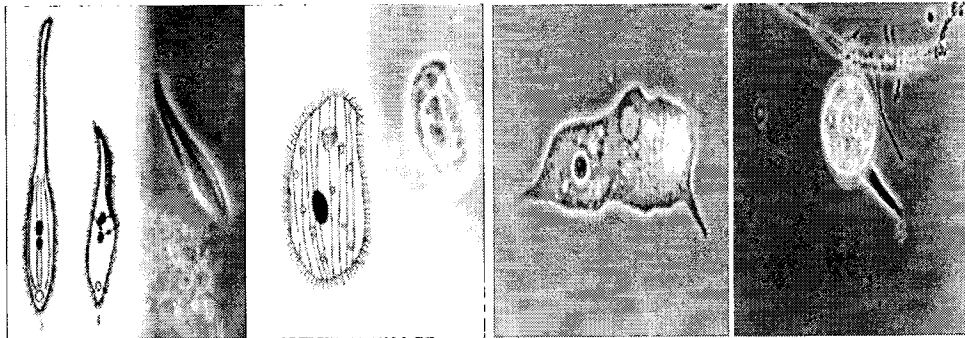


Sphaerotilus

Zoophagus

Fusarium

그림 35. 슬러지가 팽화일때 나타나는 생물



Litonotus

Chilodonella

Amoeba radiosa(1)

Amoeba radiosa(2)

(a) 처리수 회복시

(b) 과잉폭기시

그림 36. 처리수 회복(a)시와 과잉폭기(b)시 출현하는 미생물

다. 계절별 대장균 분포

미국이나 유럽등지에서는 하수슬러지내 함유된 유용한 성분을 이용한다는 측면에서 하수슬러지를 폐기물의 개념보다는 “Biosolids”라는 용어로 사용하고 있다. Biosolids의 발생량은 전적으로 안정화방법에 의해 결정되며, 그 형태는 탈수방법에 따라 달라진다. 현재까지 Biosolids의 안정화방법의 가장 대표적인 방법은 혐기성소화이다. 하수슬러지를 혐기성소화하면 병원균사멸과 악취감소에 효과적이므로 안정화 후 Land application하고자 할 경우 매우 중요하며, 또한 휘발성고형물의 감소로 인해 최종처분 대상 슬러지의 양을 현저히 감소시킬 수 있다.

미국환경보호청(USEPA)은 1994년 하수슬러지의 재사용에 관한 법(The standard for the use or disposal of sewage, 40CFR Part 503)을 제정하였다³⁰⁾. 슬러지를 전답, 정원, 골프장, 산림 등에 살포할 경우 환경과 인체에 영향을 줄 수 있으므로 슬러지내 오염물질을 법으로 규제하여 올바른 폐슬러지 사용을 권장하기 위하여 제정된 이 법률은 Subpart A에서는 슬러지를 재활용 또는 처분하는데 있어서의 일반론을 제시하고 있으며, Subpart B에서는 토양살포, Subpart C에서는 슬러지의 매립, 그리고 Subpart D에서는 병원균 및 병원균 매개체 제어, Subpart E에서는 소각에 대한 규정을 담고 있다. 표 22에 Subpart B에서 규정하고 있는 슬러지의 토양살포시 오염물질의 한계를 나타내었다. 이러한 규정은 하수슬러지를 이용할 경우의 위해도에 근간하고 있으며, 허용가능한 중금속함량 및 병원균을 규정하고, Vector attraction감소 등을 목적으로 하고 있다. 이 규정의 Subpart D에서는 Indication bacteria와 병원균에 따라 Class A와 Class B로, 병원균뿐 아니라 중금속함량도에 따라 Exceptional quality(EQ)등으로 구분하고 있다. Class B biosolids는 Fecal coliforms가 2×10^6 /g dry solid이하인 슬러지로서, Fecal coliforms을 모니터링하거나, 병원균을 획기적으로 줄일 수 있는 공정(Process to significantly reduce pathogens, 이하 PSRP)혹은 이에 상응하는 공정을 이용하여 규정을 만족할 수 있다. PSRP로는 Fecal colifoms의 밀도를 2-log 감소시킬 수 있는 호기소화, 혐기성소화, 공기건조, 퇴비화, 석회안정화법 등을 들 수 있다.

표 22. 하수슬러지의 토양살포를 위한 오염물질의 한계농도

Pollutant	Max. conc. (mg/kg)	Cumulative load (kg/ha)	Allowable conc. (mg/kg)	Max. annual load (kg/ha)
As	75	41	41	2.0
Cd	85	39	39	1.9
Cu	4,300	1,500	1,500	75
Pb	840	300	300	15
Hg	57	17	17	0.85
Mo	75	-	-	-
Ni	420	420	420	21
Se	100	100	100	5.0
Zn	7,500	2,800	2,800	140

Source : USEPA, 1998

Class B 슬러지의 경우 여전히 다수의 병원균을 포함하므로 수확시 농작물이나, 목초지등에는 사용이 제한되고 있다. 한편 슬러지를 판매 혹은 용기에 담아 처분하고자 할 경우는 Class A에 해당하는 병원균 규제 조건을 만족해야 한다. Class A에서 요구하는 병원균 농도는 다음과 같다.

Fecal coliforms : <1,000MPN/4g-dry weight

Salmonella sp. : <3MPN/4g-dry weight

Enteric viruses : <1/4g-dry weight

Viable helminthova : <1/4g-dry weight

EQ의 경우는 Part 503의 중금속에 관한 엄격한 규정과 Class A에 준하는 병원균 및 Vector attraction 감소 모두를 만족할 경우에 해당하며, 이 경우는 Part 503의 규제를 받지 않고 Land application하거나, 토지개량제로서 판매할 수 있게 된다. 하지만 대부분의 하수종말처리장은 중금속 제거공정을 갖추고 있지 않기 때문에 EQ등급의 슬러지를 얻기 위해서는 중금속을 제거하기 위한 전처리공정이 필요하다.

이에 본 연구에서는 계절에 따른 대장균의 농도를 분석하여 슬러지내에 존재하는 병원성 미생물의 특성을 분석하였다. 그 결과는 다음 표 23과 같았으며 이를

계절에 따라 분석해 볼 때 높은 온도와 미생물이 증식하기 쉬운 환경인 여름의 경우 대체적으로 타 계절보다 대장균의 수가 높게 나타났으며 상대적으로 온도가 낮고 미생물의 활동이 저조한 겨울의 경우 개체수가 낮게 조사되었다. 또한 슬러지의 종류에 따른 대장균의 분포를 살펴보면 슬러지의 종류마다 개체수가 다소 차이를 보이거나 일반적으로 1차 슬러지와 농축슬러지에서 대장균 개체수가 많은 것으로 조사되었으며 소화슬러지의 경우는 슬러지 소화로 인한 대장균의 사멸로 타 슬러지와 비교시 대장균의 개체수가 현저히 낮게 측정되었다. 그리고 활성슬러지 보다는 농축슬러지내에 대장균이 더 많은 것으로 측정되었다.

한편 1차 슬러지 대비 활성슬러지의 대장균 분포는 봄, 가을, 겨울의 경우 1차 슬러지의 20~30%로 나타났으며 여름의 경우에는 약 55%의 높은 분포를 보였다. 이와 같이 1차 슬러지내에서보다 활성슬러지내에서 대장균의 분포율이 낮은 이유는 대장균이 활성슬러지 시스템내에서 다른 미생물과의 경쟁관계, 부적응, 먹이관계 등의 요인에 기인한 것으로 사료되며 한편 여름철이 타 계절보다 높게 나타난 이유는 앞서 설명한 바와 같이 대장균 생장에 적합한 조건으로 인해 대장균의 활성이 증가함에 기인하는 것으로 판단된다. 또한 혐기성 소화조에서의 대장균 사멸율은 봄, 가을, 겨울에는 96~98%, 여름에는 91%로 나타났다.

표 23. 계절에 따른 각 슬러지내의 대장균수 변화

월 별	슬러지의 종류	대장균수(CFU/ml)
4월~6월(봄)	1차 슬러지	630,000
	폐활성 슬러지	130,000
	농축 슬러지	740,000
	소화 슬러지	12,200
7월~9월(여름)	1차 슬러지	920,000
	폐활성 슬러지	510,000
	농축 슬러지	770,000
	소화 슬러지	70,000
10월~11월(가을)	1차 슬러지	810,000
	폐활성 슬러지	210,000
	농축 슬러지	690,000
	소화 슬러지	28,000
12월(겨울)	1차 슬러지	570,000
	폐활성 슬러지	170,000
	농축 슬러지	640,000
	소화 슬러지	15,400

라. 계절별 슬러지내 유기물의 함량 변화

하수처리장에서 발생하는 하수슬러지는 슬러지의 종류와 계절에 따라 상당한 차이를 보인다. 주로 1차 슬러지는 화학적 구성, 크기분포, 물리적 특성등이 다른 다양한 고형물들로 구성되어 있는 반면, 2차슬러지는 미세한 미생물 플록으로 구성되어 있는 등 구성입자들도 큰 차이를 나타내고 있다.

한편 1차슬러지의 화학적 구성은 하수처리장에 들어오는 원수의 조성에 가장 크게 영향을 받으며, 대개 생분해가 비교적 용이한 유기물로 구성되어 있는 반면, 호기성 미생물이 대부분을 차지하는 폐활성슬러지의 경우는 호기성박테리아의 세포벽으로 인해 가수분해가 용이하지 않으므로, 소화에 상당한 시간이 걸리는 것으로 보고되고 있다. 따라서 슬러지의 종류와 계절에 따른 슬러지의 유기물과 무기물의 함량 변화를 통해 혐기성 전처리시 필요한 유기물의 특성을 조사하였다.

전조사 기간 중 1차 슬러지의 TS는 여름에 3.6%로 가장 높고 가을에 2.2%로 가장 낮다. 폐활성슬러지는 2차 침전조의 성능과 슬러지 인출속도에 따라 농도가 좌우되겠지만 TS 1.1~1.4%범위이다. 농축슬러지 역시 농축조의 운전 조건에 따라 TS 2.3~3.1%의 범위를 나타내 계절에 의한 영향은 발견할 수 없다.

4월~6월, 10월~11월(봄과 가을)의 경우에는 4종류 슬러지의 TVS/TS, 즉 유기물이 약 60%를 차지하였으며 반면 7월~9월(여름)의 경우 지속적인 강우와 계절적인 영향으로 4종류 슬러지의 TS함량 및 VS함량이 다소 낮게 측정되었으며 TVS/TS 또한 약 50%를 상회하는 것으로 나타났다. 한편 겨울의 경우에는 슬러지가 안정화되어 타 계절보다 약간 높은 TS 및 TVS함량을 보였다(표 24).

이로써 지속적인 강우의 유입으로 인해 슬러지가 불안정한 여름보다는 봄이나 가을, 겨울이 슬러지가 비교적 안정화되고 또한 이용가능한 유기물의 함량이 높아짐을 알수 있다.

표 24. 계절에 따른 슬러지의 유기물함량변화

월	분석항목	슬러지의 종류	TS(%)	TVS(%)	TVS/TS(%)
4월~6월(봄)		1차 슬러지	2.6	1.6	61.9
		폐활성 슬러지	1.3	0.8	65.4
		농축 슬러지	2.3	1.4	60.4
		소화 슬러지	2.8	1.6	58.5
7월~9월(여름)		1차 슬러지	3.6	1.9	51.2
		폐활성 슬러지	1.1	0.6	52.7
		농축 슬러지	3.1	1.6	51.9
		소화 슬러지	3.5	1.8	51.2
10월~11월(가을)		1차 슬러지	2.2	1.3	57.7
		폐활성 슬러지	1.3	0.8	63.2
		농축 슬러지	2.4	1.4	58.7
		소화 슬러지	3.3	1.7	51.4
12월(겨울)		1차 슬러지	3.4	2.2	64.7
		폐활성 슬러지	1.4	0.9	62.2
		농축 슬러지	2.8	1.7	61.1
		소화 슬러지	3.2	1.8	56.2

2. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명

가. 방사선을 이용한 하수슬러지의 전처리효과

하수슬러지내 유기물을 가용화하여 후속처리공정을 원활히 하고자 폐활성슬러지와 농축슬러지에 방사선을 조사하여 그에 따른 제반 물리화학적 성상변화를 고찰하였다. 방사선조사는 1차슬러지와 폐활성슬러지가 혼합되어 있는 농축슬러지와 폐활성슬러지를 대상으로 전자선과 감마선조사 모두 1kGy, 3kGy, 6kGy, 10kGy의 4가지 조건으로 실시하였으며 대조군으로 Control(미조사)를 두

어 방사선조사 시료와 물리화학적 성상 변화를 비교 평가하였다. 분석항목은 pH, TS, VS, SCOD, S-Protein, S-Carbohydrate를 실시하였다.

방사선 조사에 의한 하수슬러지의 물리화학적 특성변화를 살펴보면 표 25에 나타낸바와 같이 활성슬러지의 pH는 감마선과 전자선에 관계없이 방사선량이 증가함에 따라 미미한 감소경향을 보였는데, 이는 전자선 조사에 따라 유기산 농도가 증가함에 기인한 것으로 판단된다. TS 및 TVS의 함량은 방사선조사와 무관함을 알 수 있다. 한편 본 연구에서는 성상이 다른 슬러지를 대상으로 감마선조사 및 전자선조사를 실시하였기 때문에 좀더 정확한 슬러지내 유기물 가용화 평가를 위하여 TVS 1g당 가용화 될 수 있는 SCOD, S-Protein 및 S-Carbohydrate의 양(mg Solubilized/g TVS)으로 가용화정도를 나타내었으며 Control(방사선 미조사 시료)과 비교하기 위하여 Control대비 가용화 증가비율(배수)로 표현하였다. 그 결과 방사선 선량이 증가함에 따라 가용화율이 증가함을 알 수 있다. 즉, 그림 37에 나타낸바와 같이 감마선전처리를 한 활성슬러지의 SCOD는 초기 46 mg SCOD Solubilized/g TVS에서 1kGy조사시에는 223mg SCOD Solubilized/g TVS로 Control대비 약 5배의 증가율을 보였으며 10kGy에서는 604mg SCOD Solubilized/g TVS로 약 13배 이상 SCOD가 용출됨을 알 수 있다. 한편 전자선을 조사한 폐활성슬러지의 경우 초기 49mg SCOD Solubilized/g TVS에서 1kGy조사시는 평균 693mg SCOD Solubilized/g TVS로 무려 14배 가량 크게 증가하였고, 10kGy조사시는 1,183mg SCOD Solubilized/g TVS에 달해 Control대비 약 24배의 증가율을 나타내었다. 비록 TVS함량이 약 22% 더 많은 슬러지로 실험하였지만 전자선조사 활성슬러지의 경우가 감마선조사보다 월등히 SCOD가용화율이 높은 것을 알 수 있다. 감마선과 전자선조사 시 두드러지게 관찰되는 현상은 1kGy조사시 Control에 대비 가용화율이 각각 5배와 14배로 급격히 증가하고 3kGy, 6kGy, 10kGy로 조사량이 증가하면서 가용화율의 증가폭은 1kGy조사시보다 훨씬 작아 감마선조사시에는 2.4~3.1배, 전자선조사시에는 1.8~4.7배로 둔화되는 것을 알 수 있다. 이는 1kGy의 낮은 선량에서도 상당량의 SCOD가 가용화되고 있음을 시사해주고 있다.

한편 폐활성슬러지를 구성하고 있는 박테리아의 주요구성성분중 Carbohydrate나 Lipids는 비교적 쉽게 분해되는 반면, Protein은 세포벽에 의해 차단되어 있으므로, 분해가 용이하지 않은 것으로 알려져 있다. 따라서 이러한 슬러지생체의

구성성분인 Extracellular polymer substance(EPS)농도변화를 관측하면, 폐활성 슬러지의 전처리효과를 보다 정확히 파악할 수 있다. 이에 방사선조사 슬러지의 S-Protein농도 및 S-Carbohydrate농도변화를 관찰한 결과 그림 38에 나타낸바와 같이 감마선을 조사한 폐활성슬러지의 S-Protein의 농도는 Control시료 44mg S-Protein Solubilized/g TVS으로 나타났으며 10kGy조사시에는 283mg SCOD Solubilized/g TVS로 초기대비 약 6배 정도 증가하는 것으로 나타났다. 반면 전자선을 조사한 폐활성슬러지는 슬러지 10kGy전자선 조사시 S-Protein전자선을 조사하지 않은 초기 시료 대비 약 28배의 큰 폭으로 증가하여 세포벽에 의해 차단되어 있던 단백질의 상당부분이 가용화되어 후속 혐기성소화시 효과적으로 분해될 수 있음을 보여주었다. 그림 39에 나타낸바와 같이 S-Carbohydrate도 감마선조사 시료는 10kGy조사시 13배, 전자선조사 시료는 약 20배 정도 증가하여 앞서 분석한 SCOD와 S-Protein과 비슷한 양상을 보였다. 이로써 활성슬러지의 유기물 가용화율은 감마선조사시보다는 전자선조사를 실시할 경우 훨씬 높은 효율을 얻을 수 있는 것으로 판단되었다.

표 25. 방사선 조사에 따른 활성슬러지의 물리화학적 특성변화

Item	radical ray	gamma ray					electron beam				
	0kGy (Control)	1kGy	3kGy	6kGy	10kGy	0kGy (Control)	1kGy	3kGy	6kGy	10kGy	
pH	6.85	6.81	6.79	6.79	6.78	6.41	6.33	6.28	6.19	6.17	
TS(%)	1.17	1.15	1.16	1.14	1.18	1.49	1.48	1.45	1.47	1.47	
TVS(%)	0.57	0.58	0.6	0.57	0.62	1.06	1.05	1.03	1.04	1.04	
mg SCOD Solubilized/g TVS (times Solubilization of Control)	46	223 (4.9)	351 (7.7)	491 (10.8)	604 (13.2)	49	693 (14.1)	781 (15.9)	1,011 (20.6)	1,183 (24.1)	
mg S-Protein Solubilized/g TVS (times Solubilization of Control)	44	132 (3.0)	184 (4.1)	234 (5.3)	283 (6.4)	14	229 (16.8)	289 (21.3)	358 (26.3)	375 (27.6)	
mg S-Carbohydrate Solubilized/g TVS (times Solubilization of Control)	9	48 (5.1)	74 (7.8)	99 (10.5)	124 (13.0)	6	102 (18.4)	104 (18.7)	113 (20.3)	110 (19.8)	

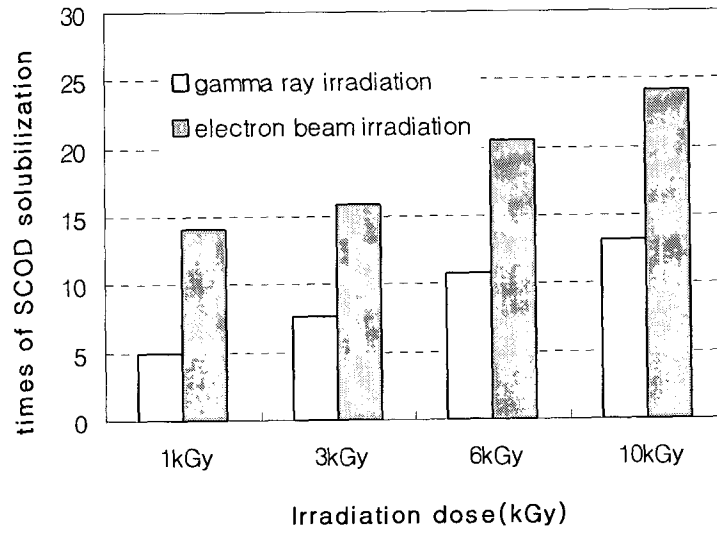


그림 37. 방사선조사에 의한 활성 슬러지의 SCOD 가용화율

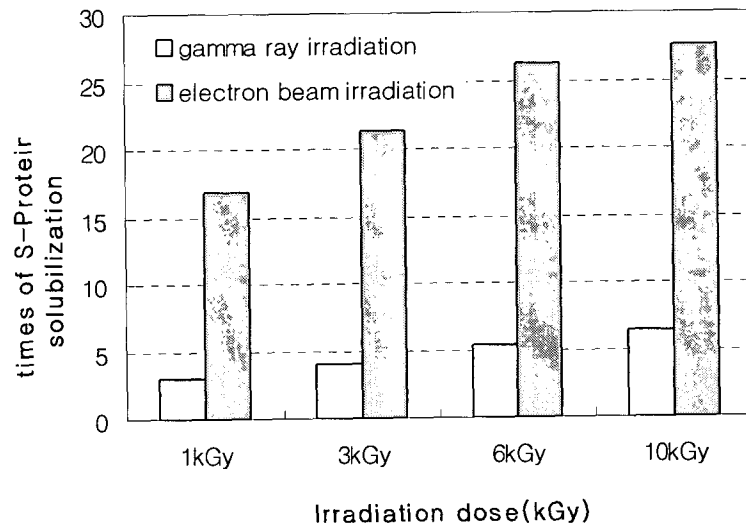


그림 38. 방사선조사에 의한 활성 슬러지의 S-Protein 가용화율

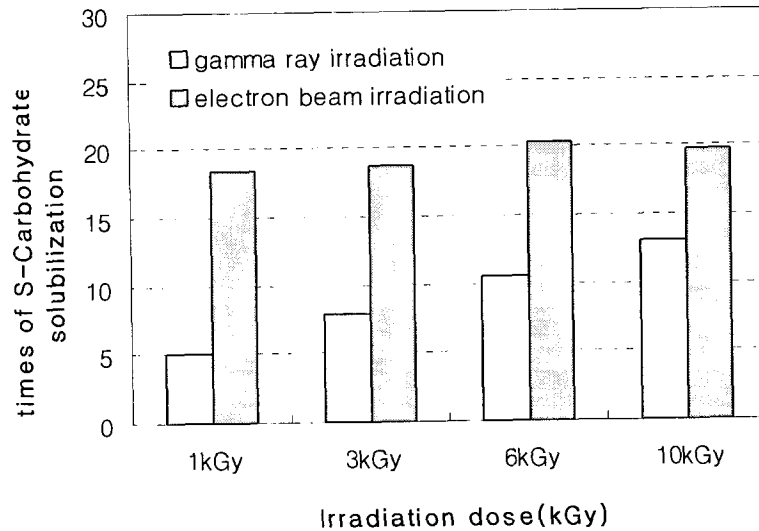


그림 39. 방사선조사에 의한 활성 슬러지의 S-Carbohydrate 가용화율

표 26에 나타낸바와 같이 방사선조사에 의한 농축슬러지의 물리화학적 특성변화를 살펴보면 pH는 방사선량이 1kGy에서 10kGy로 증가함에 따라 감마선조사한 슬러지의 경우 6.81에서 6.75로 전자선 조사한 슬러지의 경우 6.28에서 6.05로 미비한 pH감소를 나타내었으며 TS와 TVS는 방사선조사와 무관하게 일정한 수준을 유지하였다. 감마선조사를 위한 Control 슬러지의 TS는 2.93%, TVS는 1.31%로 TVS/TS 비는 45%이고 전자선조사를 위한 Control 슬러지의 TVS/TS 비는 65%로서 전자선조사를 위한 슬러지의 TVS함량이 월등히 높음을 알 수 있다.

SCOD의 경우 초기 Control(50mg SCOD Solubilized/g TVS)대비 10kGy 조사 농축슬러지(569 mg SCOD Solubilized/g TVS)를 비교시 SCOD농도가 11배 이상 증가하였으며 전자선 조사 농축슬러지의 경우 10kGy조사시(1,065mg SCOD Solubilized/g TVS)에 Control(239mg SCOD Solubilized/g TVS)대비 4.5배 정도 증가하는 것으로 나타나 SCOD용출에 있어서 전자선조사보다 감마선조사가 더 유리한 것으로 나타났다. 이는 10kGy 활성슬러지의 경향과는 다소 다르게 평가되는 것이나 전반적으로 S-Protein은 감마선조사시 최대 5배, 전자선조사시는 최대 9배, S-Carbohydrate의 경우에는 10kGy 감마선조사시 최고 10배, 전자선조사시는 최고 15배 이상으로 나타나 감마선조사 농축슬러지보다는 전자선조사 농축슬러지 S-Protein과 S-Carbohydrate 가용화율이 높게 측정되었다. 특히 1kGy에서 전자선조사한 농축슬러지의 S-Protein과 S-Carbohydrate의 가용화율이 두드러지게 높음

을 알 수 있다(그림 40, 그림 41, 그림 42).

이로써 폐활성슬러지 및 농축슬러지의 슬러지내 유기물 가용화를 위한 방사선 조사시 감마선조사보다는 전자선조사가 농축슬러지의 SCOD를 제외하고 대부분의 유기물용출에서 좀더 효율적인 것으로 판단되었다.

표 26. 방사선 조사에 따른 농축 슬러지의 물리화학적 특성변화

Item	radical ray	gamma ray					electron beam				
		0kGy (Control)	1kGy	3kGy	6kGy	10kGy	0kGy (Control)	1kGy	3kGy	6kGy	10kGy
pH		6.81	6.78	6.76	6.76	6.75	6.28	6.26	6.20	6.11	6.06
TS(%)		2.93	2.9	2.86	2.91	2.9	2.84	2.88	2.80	2.83	2.83
TVS(%)		1.31	1.29	1.29	1.27	1.26	1.85	1.91	1.85	1.87	1.85
mg SCOD Solubilized/g TVS (times Solubilization of Control)		50	180 (3.6)	326 (6.5)	469 (9.3)	569 (11.3)	239	744 (3.1)	843 (3.5)	1,034 (4.3)	1,065 (4.5)
mg S-Protein Solubilized/g TVS (times Solubilization of Control)		35	60 (1.7)	100 (2.8)	130 (3.7)	177 (5.0)	34	127 (3.8)	207 (6.2)	254 (7.5)	303 (9.0)
mg S-Carbohydrate Solubilized/g TVS (times Solubilization of Control)		10	29 (2.9)	57 (5.7)	76 (7.6)	101 (10.1)	9	86 (9.3)	106 (11.5)	131 (14.2)	142 (15.4)

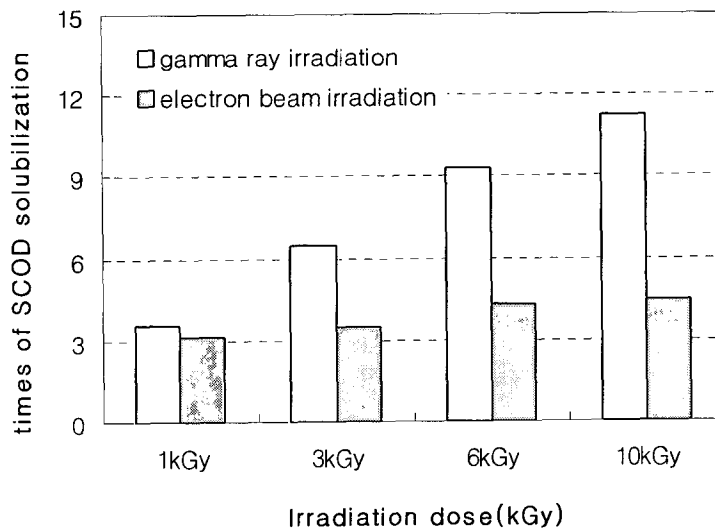


그림 40. 방사선조사에 의한 농축 슬러지의 SCOD가용화율

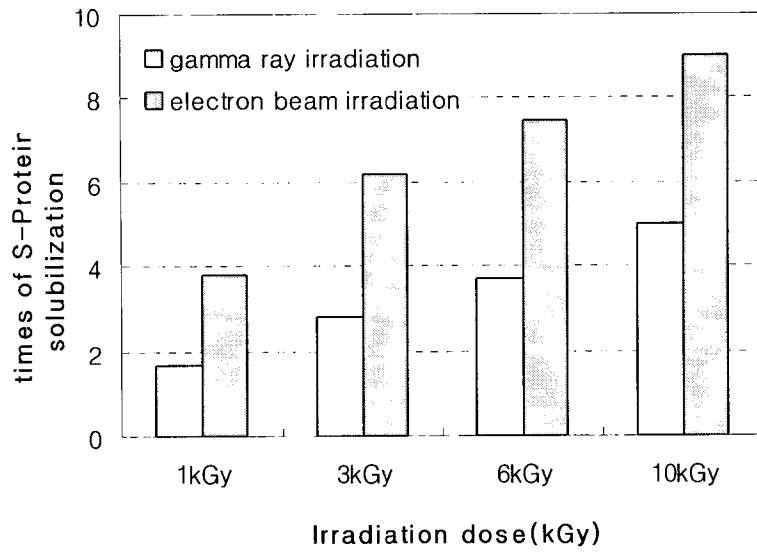


그림 41. 방사선조사에 의한 농축 슬러지의 S-Protein 가용화율

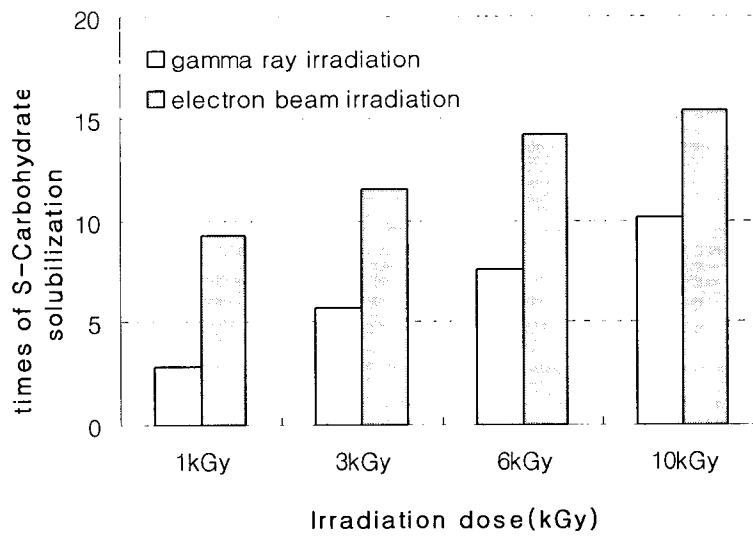


그림 42. 방사선조사에 의한 농축 슬러지의 S-Carbohydrate 가용화율

한편 본 연구에서는 감마선 조사에 따르는 슬러지내의 중금속 거동을 평가하기 위하여 슬러지의 방사선조사 전후의 중금속의 농도변화를 ICP-Mass를 이용하여 측정하였다. 그 결과 표 27와 같이 10kGy로 방사선 조사를 실시한 활성슬러지의 경우 방사선을 조사하지 않은 시료 즉, Control과 비교하여 중금속의 농도가 다소 낮거나 거의 같은 농도로 측정되었으며 특히 Cu, Fe, Mn, Zn의 농도가 방사선조사에 의해 상당히 낮아지는 경향을 보였다. 이는 방사선이 물질을 통과할 때 물질 속의 원자·분자와의 사이에서 광전효과·콤프턴 효과·전자쌍생성이라고 하는 상호작용이 일어나서 높은 에너지를 가진 전자를 몰아내므로 간접적으로 이온화 작용이 일어나 중금속 농도가 감소하는 것으로 판단된다. 또한 농축슬러지의 경우에도 중금속의 농도가 방사선 미조사 시료보다 방사선조사 슬러지의 중금속 농도가 다소 낮게 측정되어 이를 뒷받침해주고 있다.

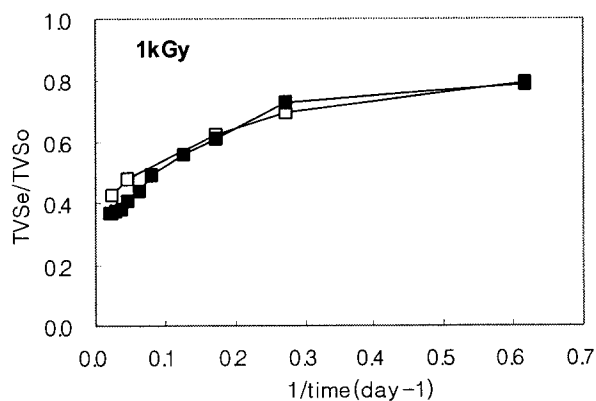
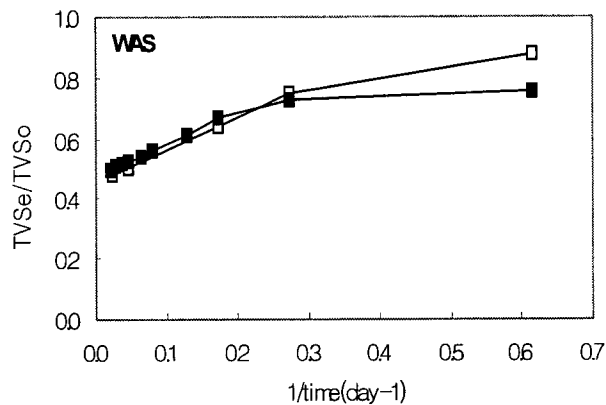
표 27. 감마선조사 전후의 활성슬러지내의 중금속의 농도변화 (농도:ppb)

분석항목	As	Cr	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Pb
조사선량								
Control	33	146	545	40,647	1,838	2,917	4.4	151.3
10kGy	31	124	451	33,113	1,536	2,313	4.2	151.1

나. 최종 생분해도 평가(Ultimate Biodegradability)

방사선 조사에 의한 폐활성슬러지와 농축슬러지의 최종 생분해도 평가는 회분반응조로부터 생성된 Biogas에 의한 방법과 반응조 무게차에 의한 방법으로 BVS(Biodegradable volatile solids)의 양을 측정하였으며 이를 기초로 Graphical statistic analysis를 이용하여 최종생분해도를 구하였다. 그 결과 그림 43에 나타낸 바와 같이 전자선을 조사하지 않은 폐활성슬러지(WAS)를 40~60일동안 혐기성 생분해 실험결과 최종생분해도 값은 가스발생량을 기준으로 한 경우 S/I ratio에 무관하게 49%의 최종생분해도를 나타내었으며, 반응조의 무게차를 이용할 경우 50~51%로 나타났다. 또한 폐활성슬러지에 1, 3, 6, 10kGy 범위에서 전자선을 조사한 슬러지의 최종생분해도는 Biogas를 기준으로 한 경우 65~72%의 최종생분해도를 나타내었다. 따라서 전자선조사한 폐활성 슬러지의 생분해도가 전자선조사하지 않은 폐활성슬러지에 비해 약 15~20% 이상 높게 측정되었다.

한편 감마선을 조사하지 않은 폐활성슬러지(WAS)를 70일간 혐기성 생분해 실험결과 그림 44에 나타낸바와 같이 최종생분해도 값은 가스 발생량을 기준으로 한 경우 42~45%이었다. 3kGy와 10kGy의 감마선을 조사한 폐활성 슬러지의 경우에는 Biogas 기준시 S/I ratio와 상관없이 49~53%의 생분해도를 나타냈다. 반응조의 무게차를 이용한 방법에서도 감마선조사량에 따라 생분해도가 약 1~3%가량 증가하는 경향을 보였다. 따라서 감마선 조사한 폐활성슬러지의 생분해도가 감마선을 조사하지 않은 폐활성슬러지에 비해 7~8%이상 생분해도 향상에 기여하였다. 아울러 전자선과 감마선을 조사하여 최종생분해도 실험에 사용한 폐활성 슬러지의 특성이 다르기 때문에 방사선 종류에 따른 최종생분해도의 정확한 비교는 어렵지만 본 연구결과를 토대로 폐활성 슬러지의 생분해도 향상은 전자선조사가 감마선조사보다 폐활성슬러지의 생분해도 향상에 2배 이상 기여하고 있음을 알 수 있다.



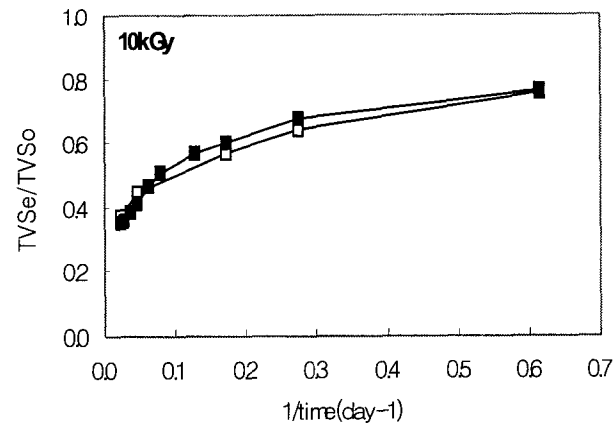
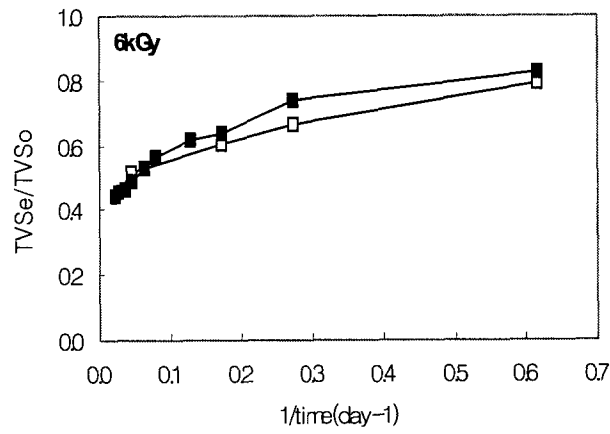
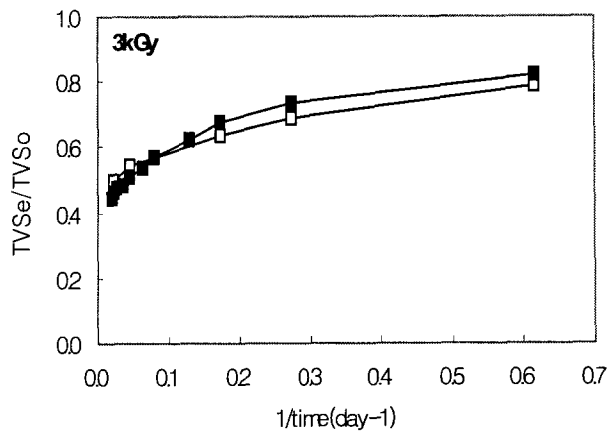


그림 43. 전자선을 조사한 활성슬러지의 생분해도 평가(S/I=0.5)
 (■ Gas base, □ Mass base)

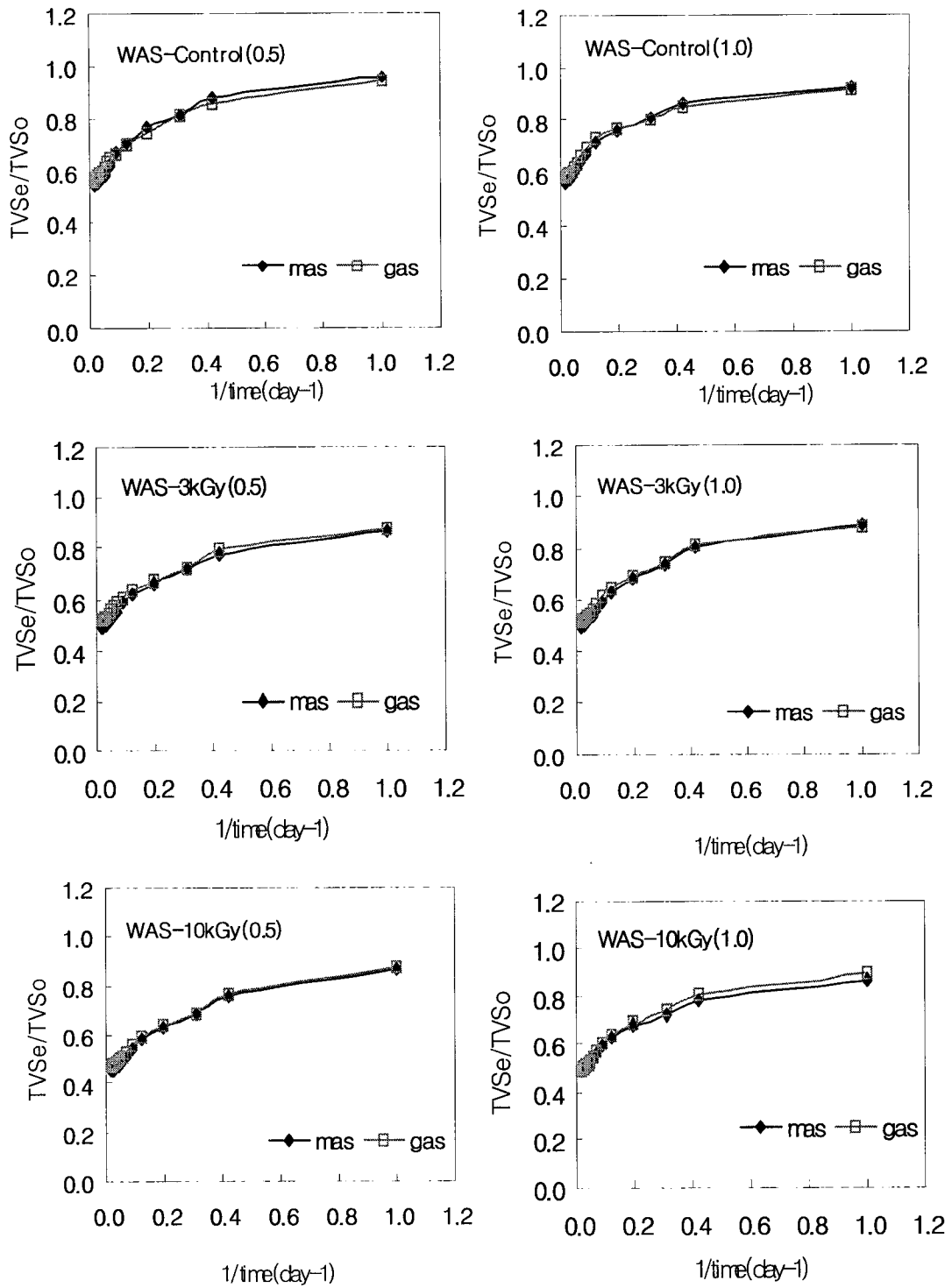


그림 44. 감마선을 조사한 활성슬러지의 생분해평가

그림 45에 나타낸바와 같이 전자선을 조사한 농축슬러지의 경우는 S/I ratio 0.5에서 전자선을 조사하지 않은 생슬러지의 최종생분해도가 39%로 매우 저조하였으나, 전자선을 조사한 슬러지의 경우는 조사선량과 무관하게 59~62%의 비교적 일정한 최종생분해도를 나타내었다. 따라서 전자선을 조사한 농축슬러지의 생분해도가 전자선을 조사하지 않은 농축슬러지에 비해 약 20%이상 생분해도가 증가하였다.

한편 그림 46에 나타낸바와 같이 감마선을 조사한 농축슬러지의 경우도 3kGy, 10kGy로 감마선조사 후 83일 동안 생분해도 실험을 실시한 결과 감마선을 조사하지 않은 생슬러지의 최종생분해도는 39%로 매우 저조하였으나, 감마선을 조사한 농축슬러지는 조사선량과 무관하게 49~51%의 비교적 일정한 최종생분해도를 나타내었다. 따라서 전자선을 조사한 농축슬러지와 마찬가지로 감마선을 조사한 농축슬러지의 생분해도가 감마선을 조사하지 않은 농축슬러지에 비해 약 10%이상 생분해도가 증가하였다.

아울러 폐활성 슬러지와 마찬가지로 전자선과 감마선을 조사한 농축슬러지의 특성이 다르기 때문에 방사선 종류에 따른 최종 생분해도의 비교는 어렵지만 농축슬러지의 생분해도 향상에 전자선조사가 감마선조사보다 2배 이상 기여하고 있음을 알 수 있다.

이처럼 폐활성슬러지에 비해 농축슬러지의 생분해도가 낮은 이유는 농축슬러지를 구성하는 1차 슬러지의 경우 빠른 시간내에 쉽게 분해되는 부분은 슬러지가 저류되는 과정에서 대부분 분해되고, 농축조에 유입되는 부분은 쉽게 분해되기 어려운 고흥성 유기물이 대부분을 차지하기 때문에 일반적으로 이분해성 유기물로 구성되어 있다고 평가되는 1차 슬러지가 혼합되어 있음에도 불구하고 농축슬러지의 생분해도가 낮게 평가된 것으로 보인다. 또한 가스발생량을 기준으로 한 경우와 반응조 무게차를 기준으로 한 경우의 생분해도는 1~4%의 미미한 오차를 보여주고 있어 두 방법간 결과를 상호 뒷받침하고 있다.

결론적으로 전자선과 감마선을 이용한 슬러지의 최종생분해도 평가에 있어서 본 연구결과를 토대로 하수슬러지의 생분해도 향상은 감마선조사시보다 전자선 조사가 훨씬 효과적인 것으로 평가되었다.

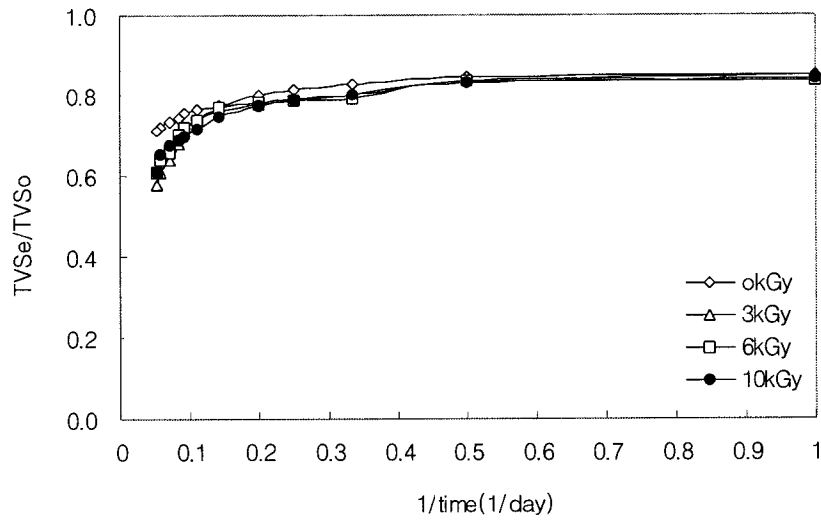
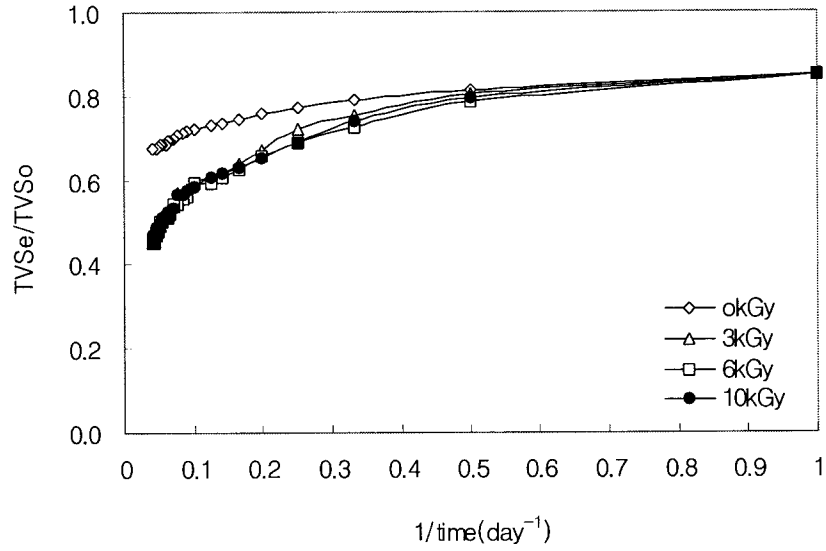


그림 45. 전자선을 조사한 농축슬러지의 최종생분해도 평가(S/I=0.5)

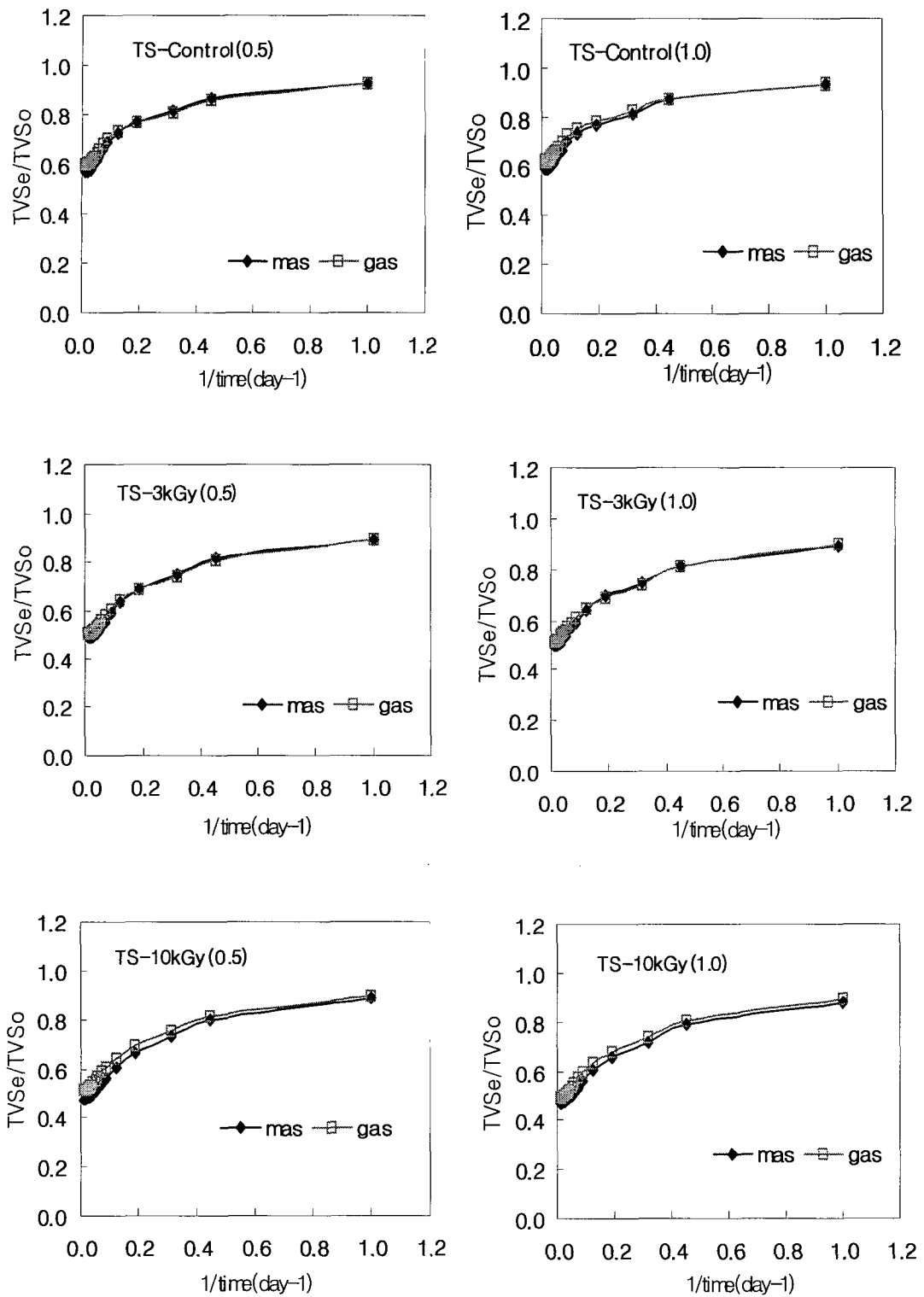


그림 46. 감마선을 조사한 농축슬러지의 생분해평가

한편 S/I ratio 1, 2, 3조건에서 실험한 Sorghum의 최종생분해도는 그림 47에 나타난 바와 같이 Biogas기준의 경우 82~87%, 반응조의 무게차를 기준으로 한 경우 85~87%의 범위로 나타나 평균적으로는 총휘발성고형물(TVS)의 85%가 생분해성 유기물(BVS)로 구성되어 있으며, TVS의 약 15%는 생물학적으로 분해되기 어려운 유기물(NBVS)임을 알 수 있다.

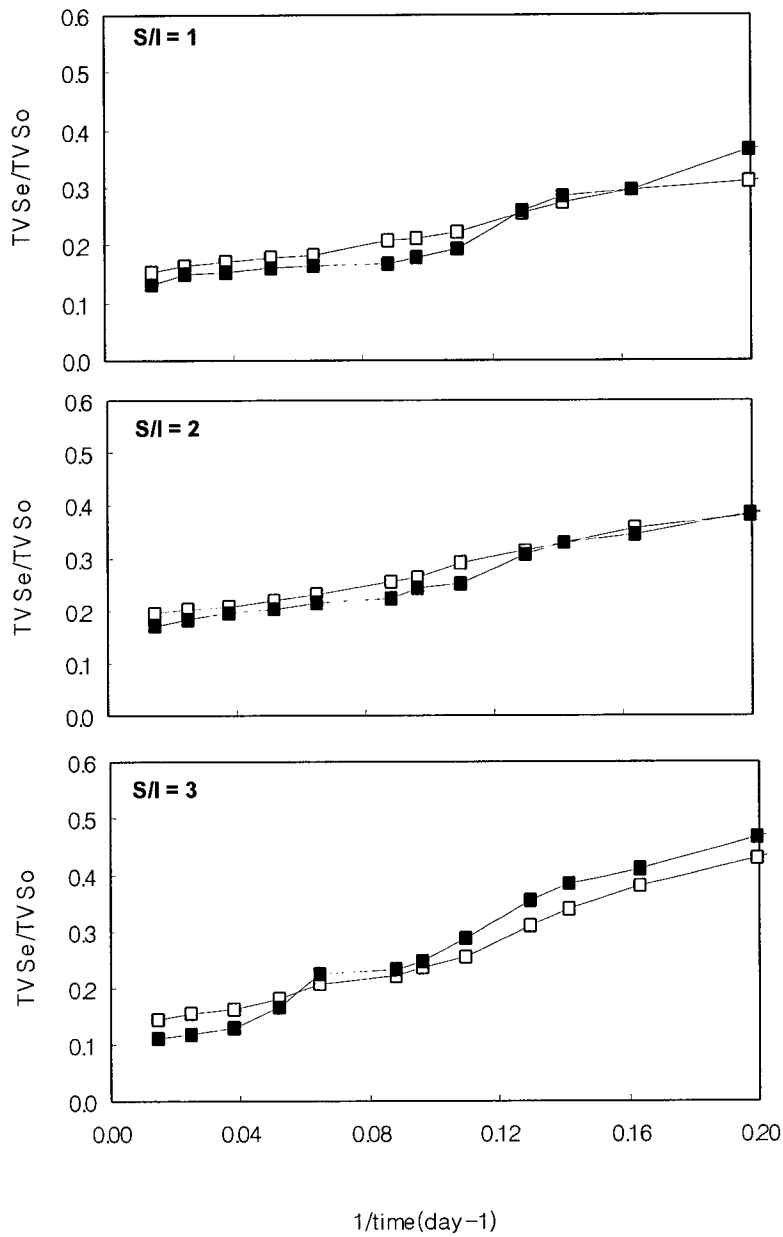


그림 47. Sorghum의 최종생분해도 평가 (■ Gas base, □ Mass base)

농공산업폐기물의 최종생분해도를 측정할 기준 연구결과(Kang and Weiland, 1993)³¹⁾, Sugarbeet pulp는 92~94%, Potato pulp는 86~91%, Brewery grain의 경우는 76~78%의 생분해도를 나타낸 것과 비교해 볼 때, 하수슬러지의 생분해도는 매우 낮은 수준임을 알 수 있으며, Sorghum은 감자가공과정에서 생성되는 Potato pulp의 생분해도와 유사하였다. 한편 하수슬러지의 경우 대부분의 유기물이 세포벽에 차단되어 있으므로, 혐기성소화균이 유기물을 분해하여 최종적으로 메탄과 이산화탄소를 생성하기까지는 매우 긴 시간을 요구한다. Graphical statistic analysis에 의한 생분해도 측정방법의 경우 일반적으로 50일 미만의 기간 동안 유기물이 분해되는 패턴을 토대로 하여 최종적으로 분해될 수 있는 유기물의 양을 산정하게 되므로, 하수슬러지와 같이 분해 속도가 매우 느린 기질의 경우 충분한 시간동안 모니터링 한 값을 Plot하지 않을 경우 기질의 최종생분해도는 과소 평가될 수 있으므로, 기질의 특성을 고려하여 회분식 소화조 운전기간을 정하는 것이 매우 중요할 것으로 판단된다.

다. 방사선조사 유무에 따른 슬러지내 생분해성 유기물의 분해 특성조사

하수슬러지의 경우 다른 유기성 폐기물에 비해 낮은 생분해도와 느린 분해속도를 나타낸다. 따라서 슬러지에 방사선을 조사하여 인위적으로 슬러지 세포를 파괴할 경우 분해양상이 어떻게 나타나는지 고찰하기 위하여 전처리한 슬러지를 대상으로 원슬러지와 동일한 조건하에서 생분해실험을 실시하여 분해속도 상수를 평가함으로써 방사선 조사에 따른 유기물의 분해 특성을 평가하고자 하였다.

(1) Batch reaction rate coefficients

회분식 반응조에서 생분해 가능한 기질의 1차분해속도상수에 관한 관계식은 식 (8)과 같다.

$$\frac{dS}{dt} = -kSe \quad \text{식(8)}$$

where S=Biodegradable substrate concentration (g/ℓ or g/kg)

Se=Biodegradable substrate concentration at time t (g/ℓ or g/kg)

k=First order decay coefficient (day⁻¹)

t=operation time (days)

위 식을 적분하여 시간에 관한 1차식으로 표현하면 다음 식 (10)과 같다.

$$S_e = S_o e^{-kt} \quad \text{식(9)}$$

$$\ln \frac{S_o}{S_e} = kt \quad \text{식(10)}$$

where S_o = Initial biodegradable substrate concentration (g/l or g/kg)

이때 S_o 는 최종생분해도를 고려한 생분해가능한 기질의 농도를 의미하며, S_e 는 회분식 혐기조에서 발생한 Biogas의 양과 조성을 이용해 구하게 된다.

위 식은 선형식이므로 그림 48에 나타낸 바와 같이 $\ln(S_o/S_e)$ 와 시간 t 를 plot하여 기울기로부터 1차반응속도상수인 k 를 구할 수 있다. 이상적인 회분소화조에서 $\ln(S_o/S_e)$ 와 시간 t 는 직선을 나타내며, 하나의 반응속도 상수값을 갖게 된다.

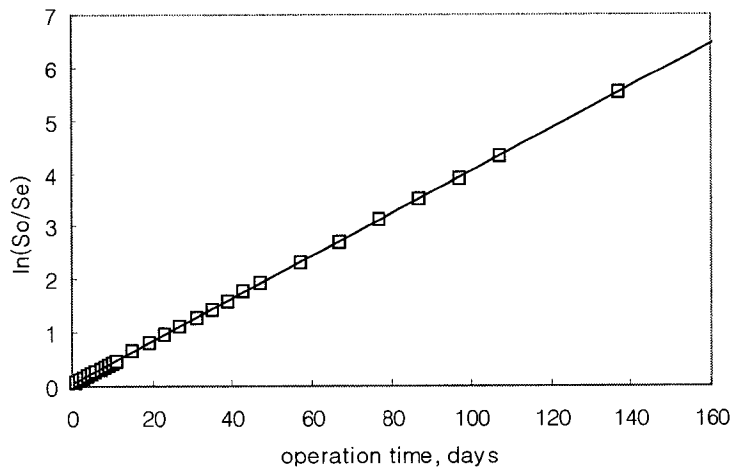


그림 48. Batch reactor kinetics ; plot of $\ln(S_o/S_e)$ vs. time from model output to demonstrate ideal linear fit. Slope represents reaction rate coefficient k

그러나 실제적으로 많은 경우 $\ln(S_o/S_e)$ 와 시간 t 는 지속적으로 선형관계를 나타내지 않고 그림 49에 나타낸 바와 같이 초기 일정기간동안 직선관계를 나타내다가 비선형 전이구간(Non-linear transition)을 지난 후 다시 매우 낮은 기울기를 갖는 2차 선형구간을 나타낸다. 이러한 현상은 Multiple reaction rate으로

접근함으로써 설명할 수 있다. 그림 49와 같은 접근방식은 어떤 기질의 회분식 분해속도를 두 개로 구분하고, 전체기질중 각각의 분해속도에 따라 분해되는 기질의 분율을 구하는데 이용된다. 이러한 방법은 두가지 가정을 하고 있는데, 첫째는 현저하게 차이가 나는 두가지의 반응속도가 존재하며($k_1 > k_2$), 분해시간이 길어지는 반응 후반부에서의 $\ln(S_0/S_e)$ 와 시간 t 의 그래프에서 기울기를 k_2 로 간주한다. 이를 토대로 초기 생분해 가능한 기질(S_0)도 빠른 분해속도(k_1)로 분해되는 부분을 S_1 , 완만하게 느린 속도(k_2)로 분해되는 부분을 S_2 로 나눌 수 있게 된다. 두번째로는 느린 분해속도 k_2 는 초기 S_1 의 빠른 분해과정동안의 공동대사과정에서 일어날 수 있는 길항상승효과(Co-metabolic enhancement)없이 일정한 값을 유지하며, 분해과정중에는 영양염류 및 기타 억제인자들이 분해패턴에 영향을 주지 않도록 배제하고 오직 기질의 특성만이 율속인자로 작용하도록 해야 한다는 것이다(강 호, Personal communication)³²⁾.

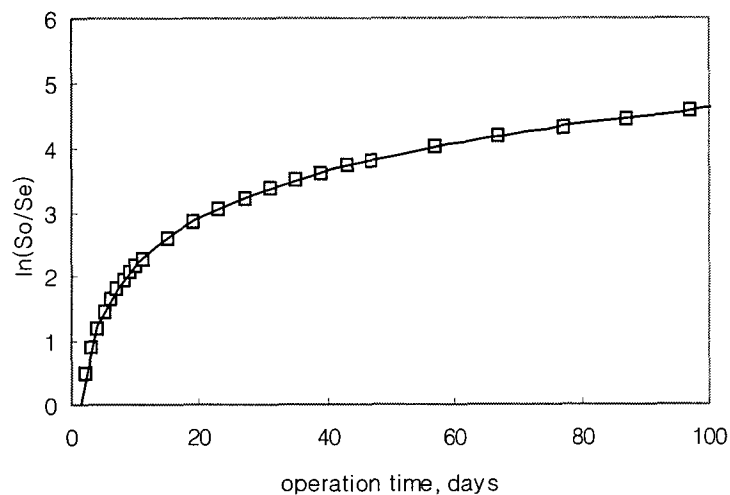


그림 49. Batch reactor kinetics ; plot of $\ln(S_0/S_e)$ vs. time from multiple reaction rate coefficient model output that demonstrate typical fit of actual reactor data

(가) k_2 and S_2

그림 50의 곡선에서 분해시간이 길어짐에 따라 나타나는 후단 선형부분의 기울기로부터 k_2 를 구할 수 있으며, 이 직선을 y축으로 연장시켜 얻은 y절편을 y_0 , 시간 t_2 에서의 $\ln(S_0/S_e)$ 를 y 라 하면, 다음과 같은 식 (11)로 변환된다.

$$\frac{S_{2r}}{S_0} = \frac{1}{e^{y_0}} - \frac{1}{e^{y_2}} \quad \text{식(11)}$$

where S_{2r} = amount of S_2 removed at time t_2

S_{2r}/S_0 = fraction of S_0 removed at k_2 kinetics by time t_2

$y_0 = \ln(S_0/Se)$ at t_0

$y_2 = \ln(S_0/Se)$ at t_2

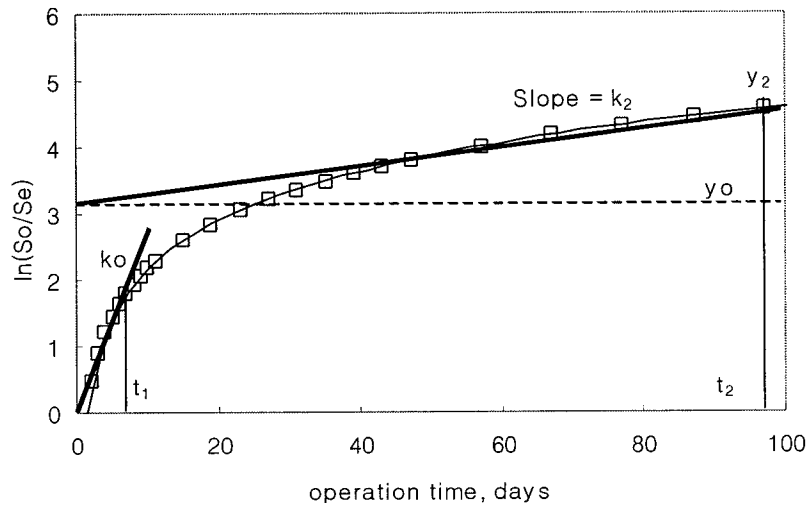


그림 50. Batch reactor kinetics ; plot of $\ln(S_0/Se)$ vs. time, illustrating graphical technique for isolating multiple reaction rate coefficients.

S_{2r}/S_0 는 전체 기질(S_0)중에서 t_2 시간까지 k_2 라는 동력학적 분해상수조건하에서 분해된 기질의 분율을 나타내는 것으로, 이를 토대로 초기 S_2 mass와 초기 S_2/S_0 를 구할 수 있다. S_2 에 대한 회분식 소화의 기본식은 식 (12)와 같다.

$$S_{2e} = S_2 \times e^{-k_2 t_2} \quad \text{식(12)}$$

where S_{2e} = S_2 remaining at time t_2

S_2 = initial S_2 at t_0

여기서 S_2 의 mass balance를 대입하고 양변을 S_0 로 나누어 정리하면, 다음 식

(14)을 얻을 수 있으며, 이를 통해 S_2 의 분율을 산정할 수 있다.

$$S_2 = S_{2e} + S_{2r} \quad \text{식(13)}$$

$$\frac{S_2}{S_0} = \frac{(S_{2r}/S_0)}{(1 - e^{-k_2 t_2})} \quad \text{식(14)}$$

(나) Calculation of k_1

그림 50의 그래프에서 분해초기에 나타나는 첫 번째 선형구간의 기울기를 k_0 라 하고, 이때 k_0 는 k_1 분해속도하에서의 S_1 과 k_2 의 영향이 함께 표현되는 Parameter이다. 식 11을 통해 k_0 의 기울기를 갖는 t_1 시간에서 남아 있는 기질의 양을 결정하게 되면 다음과 같은 과정을 통해 식 (18)와 같이 Multiple first order decay rate인 k_1 을 구할 수 있다.

$$S_e = S_0 e^{-k_0 t_1} \quad \text{식(15)}$$

전체 S_e 는 다음 두 부분의 합이고, 각 부분에 해당하는 회분식 분해방정식의 값을 대입하면,

$$S_e = S_{1e} + S_{2e} \quad \text{식(16)}$$

$$S_0 e^{-k_0 t_1} = S_1 e^{-k_1 t_1} + S_2 e^{-k_2 t_1} \quad \text{식(17)}$$

양변을 S_0 로 나누고, $e^{-k_1 t_1}$ 에 대하여 정리하면 k_1 에 관한 식을 다음과 같이 구할 수 있다.

$$k_1 = \frac{\ln \frac{S_1}{S_0} - \ln(e^{-k_0 t_1} - \frac{S_2}{S_0} e^{-k_2 t_1})}{t_1} \quad \text{식(18)}$$

따라서 본 실험을 통하여 폐활성슬러지와 농축슬러지를 방사선으로 전처리한 경우 원시료에 비해 변화된 분해속도 k_1 , k_2 를 평가하여 혐기성 소화시 유기물의 분해 특성을 평가하고자 하였다.

본 연구에서 기질로 사용한 슬러지의 경우 모두 초반에 비교적 빠른 속도로

분해되다가 분해속도가 떨어지기 시작하는 전이구간을 거쳐 분해속도가 초기의 1/10수준이하로 감소하는 전형적인 양상을 나타내었다. 이는 기존의 많은 연구자들이 수행한 바와 같이 분해시간(t)와 $\ln(TVSo/TVSe)$ 를 Plot한 기울기로부터 단일 1차분해속도상수값을 도출하는 방법으로는 유기성폐수 및 폐기물의 분해동력학을 정확히 표현할 수 없음을 나타내고 있다. 따라서 본 연구에서는 앞서 제시한 새로운 동력학적 접근을 시도하여 초반 직선구간의 기울기값(k_0)과 소화후반기 분해속도가 현저히 떨어져 있는 구간의 기울기(k_2)를 구한 후 이 값을 이용하여 초기분해패턴과 전이구간의 분해양상을 대표하는 분해속도상수(k_1)값을 도출하였다. 또한 시료의 생분해가능한 유기물(S_0)중 k_1 의 속도로 분해되는 비교적 이분해성의 기질비율(S_1)과 k_2 의 속도로 느리게 분해되는 기질비율(S_2)를 산정하여 각 기질의 분해특성을 비교 평가하였다(표 28).

표 28. 전자선을 조사한 하수 슬러지의 분해속도상수 산정

Sludge	Radiation	TVS removal at the end of tests	UB(%)	First order decay rate				Fraction of substrate(%)	
				Duration (day)	k_1 (day ⁻¹)	Duration (day)	k_2 (day ⁻¹)	S_1/S_0	S_2/S_0
WAS	(γ -ray) Control	41~43	42~45	0-11.4	0.111~0.114	11.4-69.3	0.048~0.049	74	26
WAS	(EB) Control	45~47	49	0 - 21.8	0.149~0.153	21.9-47.8	0.021~0.022	68~74	26~32
T-S	(γ ray) Control	37~39	39~41	0-11.3	0.108	11.3-82.2	0.026~0.034	73~74	26~27
T-S	(EB) Control	37	39	0 - 23.6	0.123	23.7-50.3	0.001	39	61
WAS	3kGy	46~47	49	0-11.4	0.142~0.144	11.4-69.3	0.041~0.044	82~83	17~18
(γ -ray)	10kGy	48~51	51~53	0-8.1	0.162~0.165	8.1-69.3	0.041~0.046	74~85	15~26
T-S	3kGy	46~48	49~50	0-11.3	0.133~0.134	11.3-82.2	0.037~0.038	80	20
(γ ray)	10kGy	47~49	49~51	0-8.3	0.151~0.153	8.3-82.2	0.035~0.038	72~73	27~28
WAS (EB)	1kGy	64~66	65~68	0 - 21.8	0.206	21.9-47.8	0.045	81	19
	3kGy	64~68	67~72	0 - 19.7	0.217	19.8-47.8	0.050	75	25
	6kGy	66~66	67~72	0 - 15.8	0.260	15.9-47.8	0.049	78	22
	10kGy	65~69	67~71	0 - 15.8	0.342	15.9-47.8	0.055	70	35
T-S (EB)	1kGy	54~57	59~60	0 - 21.8	0.167	21.9-47.8	0.002	42	58
	3kGy	55~58	60~61	0 - 21.8	0.220	21.9-47.8	0.005	59	41
	6kGy	56~58	59~61	0 - 19.7	0.255	19.8-47.8	0.007	58	42
	10kGy	57~62	58~63	0 - 15.8	0.306	15.9-47.8	0.010	54	46

그 결과 회분식 혐기분해속도의 경우 폐활성슬러지에 전자선을 1~3kGy조사한 경우는 원슬러지의 k_1 값 0.150day^{-1} 에 비해 증가한 $0.206\sim 0.207\text{day}^{-1}$ 값을 나타내었으며, 10kGy조사시는 16일이내에 전체 하수슬러지 기질의 65%가 원슬러지의 분해속도보다 2배 가량 빠른 0.342day^{-1} 의 속도로 분해되는 것으로 나타나 전자선 조사 전처리에 의해 하수슬러지 세포내에 차단되어 있던 기질을 용출시킴으로써 미생물에 의해 빠른 시간내에 효과적으로 이용됨을 동력학적으로 나타내 주고 있다. 또한 k_2 는 모든 조사조건에서 $0.045\sim 0.055\text{day}^{-1}$ 의 범위로 나타나 원슬러지의 0.021day^{-1} 에 비해 2배이상 증가하여 소화진행 후반부에서도 꾸준히 분해가 진행되는 것으로 나타났다. 농축슬러지의 경우는 전자선조사량이 증가할수록 분해속도가 비례하여 증가하는 경향을 보였다. 즉 초기부터 소화진행 22일까지의 k_1 값은 1kGy조사시는 0.167day^{-1} , 3kGy조사시 0.220day^{-1} , 6kGy조사시 0.255day^{-1} 그리고 가장 높은 조사선량인 10kGy로조사한 슬러지의 경우는 0.306day^{-1} 로 나타나 폐활성슬러지와 비교할 경우는 여전히 다소 낮은 분해속도를 보였으나, 전처리하지 않은 경우의 농축슬러지의 k_1 값이 0.123day^{-1} 이고 k_2 값이 0.001day^{-1} 임을 비교하면 전자선 전처리로 인해 초기분해속도가 매우 증가하였음을 알 수 있다. 그러므로 하수슬러지의 전자선조사시 혐기성 소화조의 수리학적 체류시간을 1/2이하로 단축시킬수 있으리라 여겨진다.

한편 하수 슬러지에 감마선을 조사시 분해속도상수를 평가해보며 폐활성슬러지에 3kGy의 감마선을 조사한 경우는 원슬러지의 k_1 값 $0.111\sim 0.114\text{day}^{-1}$ 에 비해 증가한 $0.142\sim 0.144\text{day}^{-1}$ 값을 나타내었으며, 10kGy조사시는 12일이내에 전체 하수슬러지 기질의 약 80%가 원슬러지의 분해속도보다 빠른 $0.162\sim 0.170\text{day}^{-1}$ 의 속도로 분해되는 것으로 나타나 감마선조사 전처리에 의해 하수슬러지 세포내에 차단되어 있던 기질을 용출시킴으로써 미생물에 의해 빠른 시간내에 효과적으로 이용됨을 동력학적으로 나타내 주고 있다. 또한 k_2 는 모든 조사조건에서 $0.034\sim 0.049\text{day}^{-1}$ 의 범위로 나타나 소화진행 후반부에서도 꾸준히 분해가 진행되는 것으로 나타났다. 농축슬러지의 경우도 폐활성슬러지와 마찬가지로 감마선조사량이 증가할수록 분해속도가 비례하여 증가하는 경향을 보였다. 즉 원슬러지와 3kGy조사시는 소화진행 12일까지의 k_1 값이 0.108day^{-1} , $0.133\sim 0.134\text{day}^{-1}$, 소화진행 9일까지의 10kGy조사시료는 $0.151\sim 0.153\text{day}^{-1}$ 로 나타났다. 감마선조사시도 전자선조사시와 마찬가지로 농축슬러지의 경우 폐활성슬러지와 비교시 약간 느린 분해속도를 보인다. 이로써 전자선조사와 동일하게 하수 슬러지에 감마선을

조사시에도 하수슬러지의 혐기성소화공정에서 소화시간을 상당히 단축시킬 수 있을 것으로 예상할 수 있으며, 체류시간을 기존의 소화조와 동일하게 유지할 경우 소화효율이 크게 향상될 수 있음을 시사한다.

홍영석(1996)등은 1차슬러지와 폐활성슬러지를 대상으로 130℃에서 30분간 전처리하여 단일 1차분해속도를 산정하였는데, 1차 슬러지의 경우 원슬러지의 k값 (0.058~0.066day⁻¹) 대비 48%증가한 분해속도상수를 나타내었으며, 폐활성슬러지의 경우는 k값은 1차슬러지와 유사한 0.059~0.066day⁻¹을 보였으나, 열전처리후에는 0.097~0.107day⁻¹로 64%의 증가폭을 보여 슬러지의 전처리가 분해속도향상에 크게 기여함을 밝힌 바 있다(표 29)³³⁾.

표 29. 유기성 폐기물 및 폐수의 분해속도 상수

Substrate	Substrate/ Inoculum	First-order decay rate(day ⁻¹)		Reference
		k ₁	k ₂	
Sugarbeet pulp	0.8-1.3	0.258	0.071	
Potato Pulp	0.5-1.5	0.408	0.043	Kang(1993)
Brewery grains	0.8-1.3	0.175	0.063	
Swine wastewater	0.5-1.0	0.20-0.24	0.038-0.042	농림부(2002)
Food waste	-	0.13-0.19	-	송영채(1995)
Paper waste	-	0.072-0.075	-	Owens and Chynoweth (1992)
Garden waste	-	0.035-0.084	-	
Raw Primary sludge		0.058-0.066	-	
Primary sludge (Thermal treated) ^{a)}	10-30% Inoculation	0.076-0.109	-	홍영석(1996)
Raw WAS	(v/v)	0.059-0.066	-	
WAS (Thermal treated) ^{a)}		0.097-0.107	-	

a) Thermal treatment condition : 130℃, 30min

b) Electron beam irradiation : 0.5~10kGy

한편 방사선 조사 후 생분해도를 실시한 후 각 슬러지의 기초 성상을 평가한 결과 표 30에 나타낸바와 같이 감마선 조사 슬러지의 TS와 VS는 유기물의 분해로 인해 다소 감소하는 경향을 보였으며 pH는 약간 상승하여 VFA에 의한 혐기성소화의 저해 작용은 없었던 것으로 판단된다. 또한 TCOD와 SCOD 모두 미생물의 기질도 이용되어 혐기성소화 종료에는 농도가 크게 줄어들었으며 TKN과 암모니아는 약간씩 증가하는 것으로 나타났다. 한편 전자선조사 슬러지의 경우도 감마선조사 슬러지의 경향과 동일하게 나타났다.

표 30. 감마선 조사 슬러지의 혐기성 소화 전후의 기초성상 분석

분석항목		TS(%)		TVS(%)		pH		TCOD (mg/l)		SCOD (mg/l)		TKN (mg/l)		NH ₃ -N (mg/L)			
		start	end	start	end	start	end	start	end	start	end	start	end	start	end		
WAS	Raw Sludge	0.5	2.6	2.3	1.3	0.7	7.34	7.56	16,560	11,760	410	242	495	523	330	498	
		1.0	2.4	2.3	1.2	0.7	7.36	7.55	16,530	5,460	436	210	510	537	328	512	
	3kGy	0.5	2.5	2.4	1.3	0.7	7.35	7.66	16,540	16,250	524	341	499	526	329	499	
		1.0	2.5	2.4	1.2	0.6	7.32	7.51	16,520	12,610	615	263	506	548	321	523	
	10kGy	0.5	2.6	2.4	1.1	0.5	7.38	7.58	16,530	10,790	639	239	501	545	339	520	
		1.0	2.5	2.3	1.2	0.6	7.39	7.6	16,540	8,750	748	202	520	567	334	540	
	Blank	0	3.4	2.8	1.6	1.0	7.34	7.59	18,430	17,840	580	245	501	510	335	495	
	T-S	Raw Sludge	0.5	2.7	2.5	1.2	0.7	7.24	7.53	17,450	14,920	518	219	398	417	270	402
			1.0	2.6	2.3	1.2	0.8	7.23	7.39	17,460	14,820	560	214	416	440	265	425
		3kGy	0.5	2.7	2.0	1.2	0.6	7.25	7.43	17,420	13,500	827	195	410	430	274	418
1.0			2.6	2.2	1.2	0.6	7.24	7.42	17,470	13,480	915	297	428	465	283	450	
10kGy		0.5	2.7	0.9	1.2	0.6	7.25	7.58	17,410	4,020	1024	202	407	428	268	420	
		1.0	2.6	1.3	1.2	0.6	7.24	7.41	17,440	8,120	1148	276	413	437	278	415	
Blank		0	3.8	2.7	1.5	0.9	7.28	7.39	18,540	13,500	570	285	458	469	305	447	

라. 방사선 조사량에 따른 미생물 멸균 특성

(1) 방사선 조사선량별 미생물 멸균 특성 평가

(가) 방사선조사에 따른 미생물 멸균 효과

방사선 조사를 통한 대장균 및 일반세균의 살균처리의 장점 중 하나는 공정이 매우 신속하게 이루어진다는 점이다. 현재 하수종말처리장은 대부분 대형화되어 있기 때문에 시간당 보다 많은 양을 신속하게 처리하는 것이 중요하다. 따라서 최적의 방사선 조사선량 조건에서 시간당 슬러지 처리량을 고려하여 경제성을 검토하고, 또한 다른 소독 혹은 살균공정과 비교하여 방사선 조사공법의 적용 타당성을 고찰하고자 하였다. 이에 본 연구에서는 D시 하수종말처리장에서 배출되는 슬러지를 Grap Sampling하여 방사선 조사선량에 따른 조사 전·후의 대장균군 및 일반세균수를 측정함으로써 살균효율을 평가하고자 하였다. 대장균군의 개체수는 수질오염공정시험법상의 평판집락법을 이용하였으며, 일반세균의 경우 증온성일반세균의 개체수로써 평가하였다. 그 결과 표 31, 32에 나타낸바와 같이 1kGy의 낮은 선량에서도 일반세균, 대장균 모두 99.7%이상의 제거율을 나타내 방사선조사가 슬러지내 대장균, 일반세균의 사멸에 탁월한 것으로 나타났다.

표 31. 방사선 조사 전후의 일반세균 개체수의 변화 및 사멸율

조사조건	CFU/ml	제거율(%)
활성슬러지 Control	1,300,000,000	0.000
1kGy	1,040,000	99.920
3kGy	460,000	99.965
6kGy	220,000	99.983
10kGy	77,000	99.994
농축슬러지 Control	6,200,000,000	0.000
1kGy	158,000	99.997
3kGy	137,000	99.998
6kGy	36,000	99.999
10kGy	5,100	100.000

표 32. 방사선조사 전후의 대장균의 개체수의 변화 및 사멸율

조사조건	CFU/ml	제거율(%)
활성슬러지 Control	375,000	0.000
1kGy	1,050	99.720
3kGy	330	99.912
6kGy	290	99.951
10kGy	185	99.923
농축슬러지 Control	840,000	0.000
1kGy	1,170	99.861
3kGy	120	99.986
6kGy	120	99.986
10kGy	30	99.996

(나) 방사선조사에 의한 E.coli의 형태변화와 물리화학적 특성변화

본 연구에서는 슬러지내 미생물에 의한 Extracellular polymer substance 용출에 관한 실험의 일환으로 실험실내에서 0.3%로 순수배양한 E.coli를 대상으로 3kGy선량으로 방사선조사를 실시하여 E.coli cell의 형태변화 관찰과 함께 S-Protein과 S-Carbohydrate의 농도변화를 측정하였다.

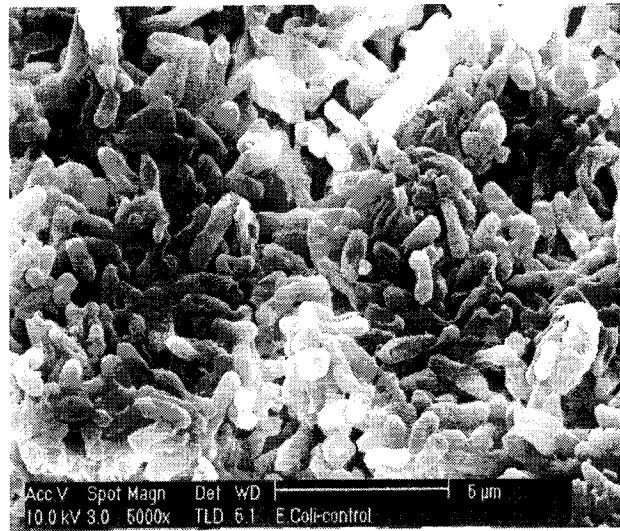
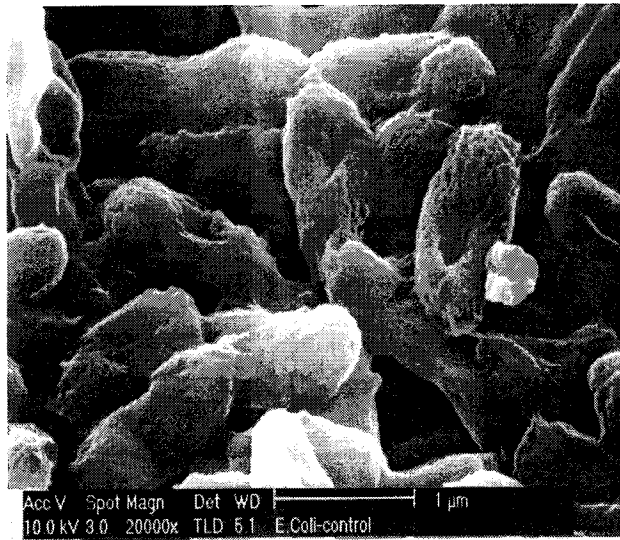


그림 51. 방사선을 조사하지 않은 E.coli의 SEM사진

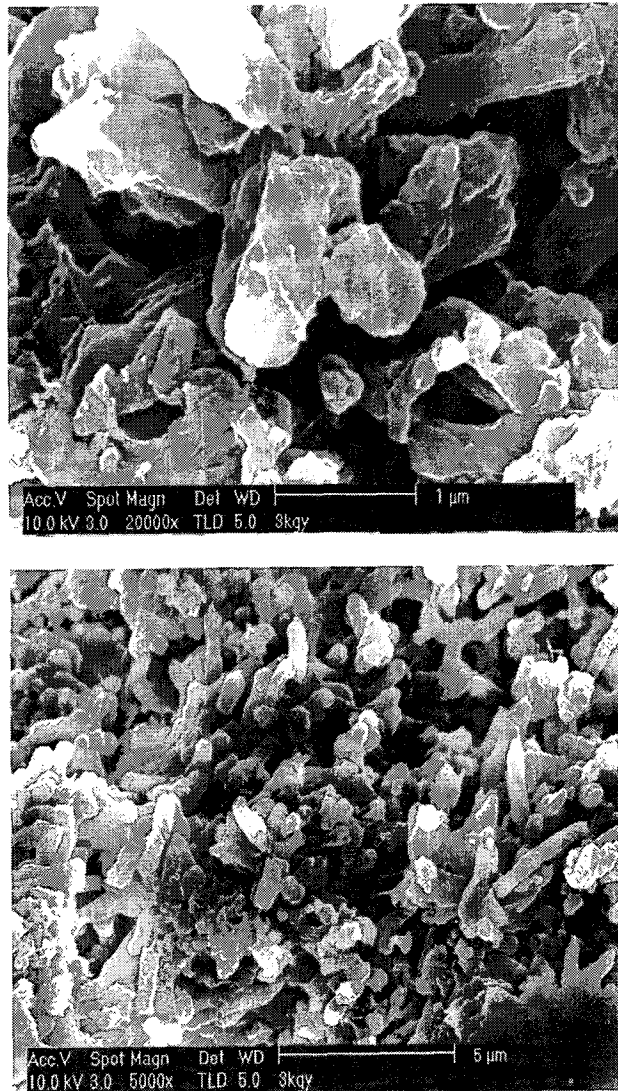


그림 52. 방사선을 조사한 E.coli의 SEM사진(3kGy)

그 결과 그림 51, 52의 SEM사진을 통하여 알 수 있듯이 방사선을 조사하지 않은 E.coli cell과 3kGy로 방사선을 조사한 E.coli의 형태는 뚜렷한 차이를 보였다. 즉, 방사선을 조사하지 않은 E.coli배양체의 cell은 외관상 뚜렷한 간균 구조를 보이나 3kGy로 조사한 E.coli는 표면에 방사선에 의한 손상의 흔적이 관찰되며 cell의 길이도 짧아진 것을 알 수 있다.

한편 S-Protein의 농도는 control 배양체 5.2mg/L, 3kGy 배양체 70.2mg/L로 13배 이상 증가되었으며 S-Carbohydrate은 control 배양체 11.7mg/L에서 3kGy 배양체 184.1mg/L로 15배 이상 증가되었다. 따라서 이는 방사선에 의한 슬러지내의 유기물가용화는 방사선조사와 그에 따르는 슬러지내 미생물의 세포 손상에

의한 Extracellular polymer substance의 용출이 주요 기작임을 뒷받침해주는 결과로 사료된다.

(2) 경제성 및 효율을 고려한 미생물 멸균을 위한 최적 방사선 조사조건 도출

본 연구에서는 슬러지내 미생물 멸균을 위한 적정조사선량을 도출하고자 하였다. 그 결과 1kGy의 낮은 방사선량에서도 앞서 나타난 표 17, 18에서 확인할 수 있는바와 같이 일반세균의 경우 활성슬러지와 농축슬러지 모두 99.9%이상의 사멸율을 나타내어 병원균등 위생학적 측면에서 문제시될 수 있는 대부분의 미생물들이 살균될 수 있음을 보여주었다. 또한 대장균군도 마찬가지로 1kGy의 낮은 선량에서도 99.7%이상의 높은 사멸율을 나타냈으며 1kGy조사시에는 방류수 수질 규제수준인 3,000개/ml를 훨씬 밑도는 수준으로써 슬러지내 대장균을 방류수 수질기준 규제농도 이하 수준까지 감소시키기 위한 적정 방사선량은 1kGy이하로 나타났다.

한편 본 연구에서 제시한 방사선 조사방법은 단시간에 대량처리가 가능하며, 살균력이 매우 뛰어나므로 슬러지 전처리 뿐 아니라 대장균군을 효과적으로 제어할 수 있으므로 염소소독 및 자외선소독, 오존처리등에 국한되어 있는 소독공정의 효과적인 대안으로 이용될 수 있을 것으로 예상되며, 또한 하수처리수내 존재하고 있는 미량 유기물 및 색도 제거가 가능하므로 막대한 양의 하수종말처리장의 방류수를 농·공업용수로 재활용할 수 있는 기반을 마련할 수 있으므로 이에 대한 지속적인 연구개발이 이루어져야 할 것이다.

3. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율을 평가

가. 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 효율 평가

하수슬러지의 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가유무에 따른 탈수케이크 건조/소각시 효율 상승을 평가하기 위하여 4가지 종류 탈수케이크의 기초분석을 실시하였다. 분석항목은 수분 및 고형물 함량, 소각재 생성량, 발열량 등이었으며 한편, 중금속 함량을 분석하여 복토재로서의 이용가능성을 동시 평가하였다.

(1) 수분 및 고형물 함량

하수슬러지의 전체 발생량을 고려할 때 수분함량을 1%를 줄이는 것은 건조/소각시 요구되는 비용 측면에서 매우 큰 경제적 이익을 얻을 수 있다. 이에 전자선(Electron Beam, EB) 조사와 탈수보조제인 Star Fish의 첨가로 인해 나타나는 수분 및 고형물 함량 변화를 평가하였다. 그림 53은 4가지 종류의 슬러지케이크의 수분함량 및 고형물함량을 비교한 결과이다. 전자선 조사를 하지 않고 탈수보조제를 첨가하지 않은 하수슬러지를 탈수한 Control 슬러지케이크의 경우 TS(Total Solid, 총 고형물)는 19%, 전자선 조사를 하지 않고 탈수보조제로 Star Fish를 첨가하여 탈수한 SF 슬러지케이크의 경우 TS는 27%, 탈수보조제로 Star Fish 첨가 없이 전자선만을 조사한 EB 슬러지케이크의 경우 TS는 23%, 전자선 조사 하고 탈수보조제로 Star Fish를 첨가한 후 탈수한 EB-SF 슬러지케이크의 경우 TS는 29%로 나타났다. 위의 결과를 통해 TS는 전자선 조사 유무에 따라 약 4%, 탈수보조제(Star Fish) 주입여부에 따라서는 약 8%의 차이를 보여 탈수보조제의 주입여부가 슬러지케이크의 전체 TS함량 변화에 있어 크게 영향을 미치는 것을 알수 있다. VS도 TS와 마찬가지로 하수슬러지의 탈수케이크는 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가시 VS 상승경향을 보였으며 특히 탈수보조제로 Star Fish의 첨가시 11%에서 16%까지 크게 증가하였다. 한편 하수슬러지의 탈수 후 수분함량은 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크가 각각 81%, 73%, 77%, 71%로 나타났는데 EB-SF 슬러지케이크의 경우 Control 대비 약 10% 정도 함수율이 줄어들어 건조/소각 시 다른 슬러지케이크에 비해 가장 효율적일 것으로 사료된다.

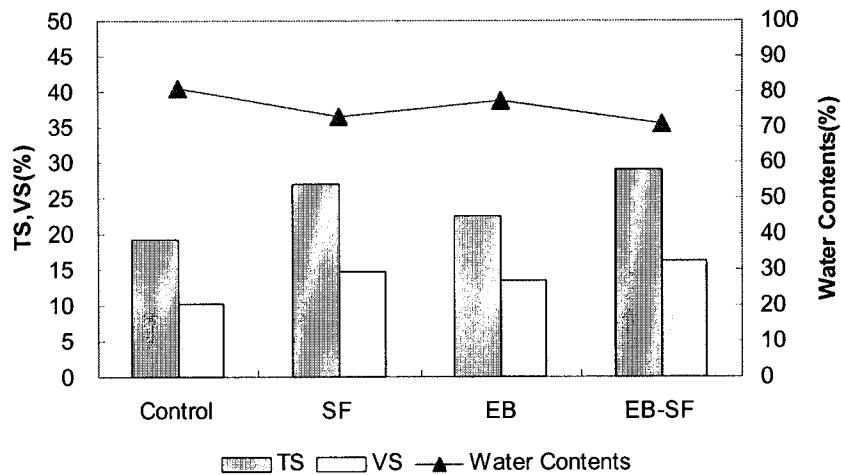


그림 53. 4가지 종류 슬러지케이크의 수분 및 고형물 함량

(2) 소각재(Ash) 생성량

하수슬러지에 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무가 소각재(Ash) 생성량에 미치는 영향을 평가하기 위해 본 실험에서는 직접 슬러지를 소각할 경우 발생하는 소각재(Ash)의 생성량을 측정하였다. 그림 54에 나타낸 바와 같이 소각재 생성량은 Control 슬러지케이크의 경우 8%, SF 슬러지케이크의 경우 10%, EB 슬러지케이크의 경우 9%, EB-SF 슬러지케이크의 경우 11%로 나타났다. 슬러지에 전자선을 조사함에 따라 소각재(Ash) 생성량은 약 1%의 증가를 보인 반면, 탈수보조제로 Star Fish를 첨가함에 따라서는 약 3%의 증가세를 보여 전자선 조사 보다는 탈수보조제의 주입여부가 소각재(Ash) 생성량에 크게 영향을 미치는 것으로 나타났다. 이와 같은 결과는 전자선 조사 산화과정 중에 유기물의 휘발화로 인해 상대적으로 Fixed Solids(FS) 부분의 증가를 가져왔고 탈수보조제내 FS 성분이 첨가되기 때문으로, 결과적으로 소각재 생성량이 증가하는 결과를 나타냈다. 그러나 최근 소각재의 경우 새로운 기술개발로 인해 다방면에서 이용되고 있어 단순한 처분대상이 아닌 재이용 대상으로 간주되고 있다. 따라서 Control 슬러지케이크에 비해 소각재 생성량이 많은 SF 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크의 경우에 있어서도 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가로 인한 경제성 저감 효과는 크지 않을 것으로 사료된다.

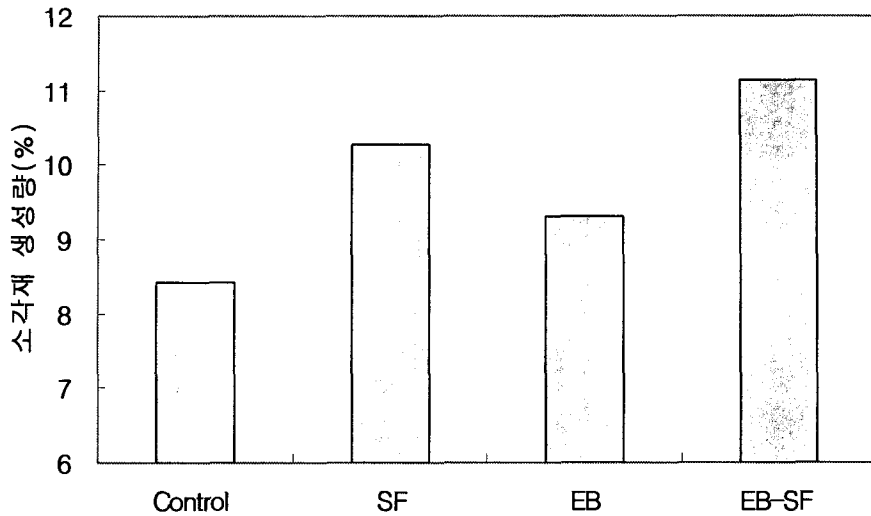


그림 54. 4가지 종류 슬러지케이크의 소각재 생성량

(3) 발열량

하수슬러지의 건조/소각에 있어서 방사선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 발열량 변화를 측정하였다. 발열량은 슬러지케이크를 건조시킨 후 자동원소분석기(Elemental Analyzer(CHNS-O), EA)로 분석하였다. 그리고 각 원소 분석한 결과를 Dulong formula에 대입하여 계산하였다. 발열량은 건조고형물기준(슬러지케이크를 완전건조한 상태) 및 습량기준(슬러지케이크가 수분을 포함한 상태)으로 구분하여 평가하였다.

그림 55에 4가지 종류 탈수케이크의 고위발열량을 나타내었다. 고위 발열량은 Control 슬러지케이크가 3506 kcal/kg 이었으며, EB-SF 슬러지케이크는 3341 kcal/kg, EB 슬러지케이크는 3288 kcal/kg, SF 슬러지케이크는 3281 kcal/kg 순으로 나타났다. 또한 그림 56에 나타낸바와 같이 하수슬러지를 탈수한 케이크의 습량기준 고위발열량은 EB-SF 슬러지케이크가 972 kcal/kg으로 가장 높았으며, SF 슬러지케이크는 885 kcal/kg, Control 슬러지케이크는 708 kcal/kg 그리고 EB 슬러지케이크가 677 kcal/kg으로 나타났다. 습량기준 저위발열량은 EB-SF 슬러지케이크가 가장 높은 477 kcal/kg을 보였으며, SF 슬러지케이크가 384 kcal/kg, Control 슬러지케이크가 178 kcal/kg, EB 슬러지케이크가 150 kcal/kg으로 나타났다. 이를 통해 탈수보조제로 Star Fish를 첨가 하였을 경우 발열량이

증가하는 것으로 나타났다. 또한 슬러지케이크의 저위발열량은 음식물 쓰레기의 저위발열량 약 700~1500 kcal/kg과 비교시 낮은 발열량을 보였다. 대체적으로 저위발열량의 범위가 1200 kcal/kg 이상의 범위에 들어야 보조연료의 투입 없이 슬러지의 단독 소각이 가능한데 건조를 하지 않은 탈수케이크의 경우 약 70% 이상의 높은 수분함량으로 인하여 저위발열량이 크게 낮기 때문에 단독으로 소각하기는 어려울 것으로 판단된다. 따라서 다른 발열량이 높은 폐기물과 혼합하여 적어도 1200 kcal/kg 이상의 발열량을 갖도록 하거나 슬러지 탈수 후 건조과정을 추가하여 적어도 50% 이하까지 수분함량을 낮추어야 할 것으로 사료된다.

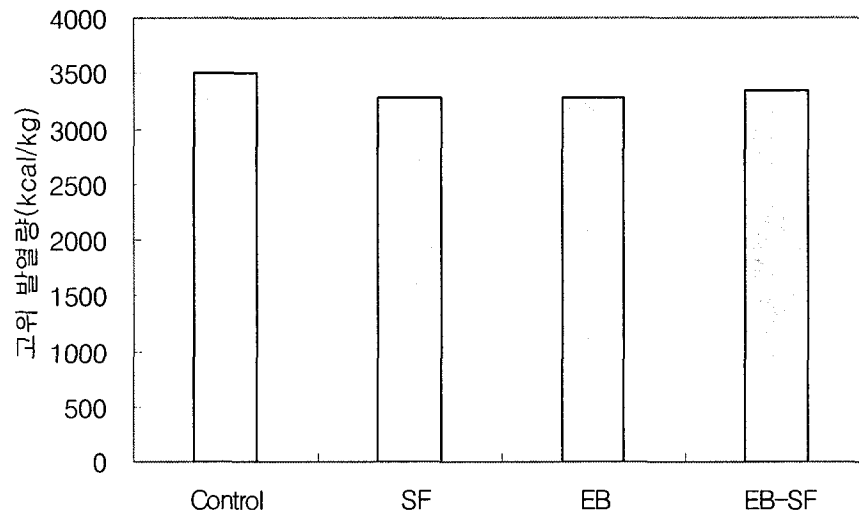


그림 55. 4가지 종류 슬러지케이크의 고위 발열량(건조고형물기준)

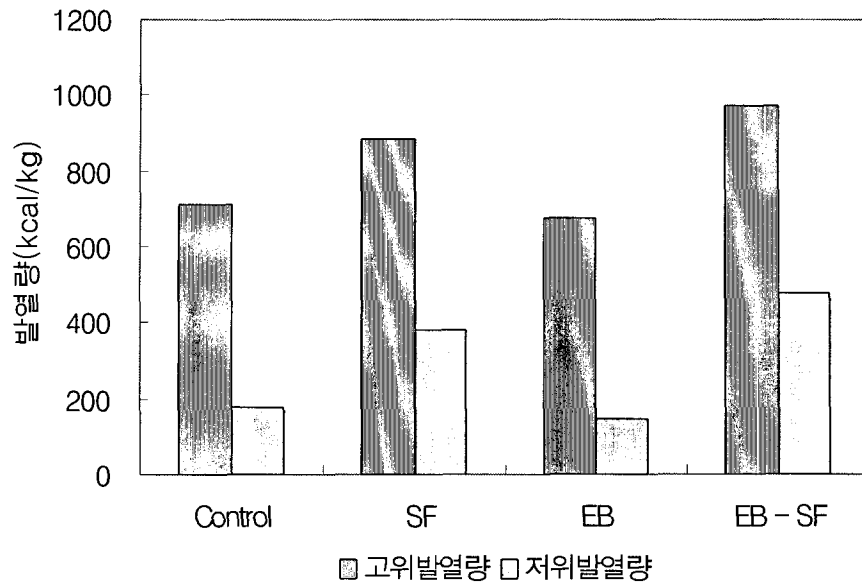


그림 56. 4가지 종류 슬러지케이크의 발열량(습량기준)

(4) 매립장 복토재로서 사용가능성 평가

하수슬러지의 직매립이 금지된 이후 하수슬러지의 효율적 처리를 위하여 다방면에서 연구가 진행되고 있다. 본 연구에서는 다양한 하수슬러지 처리방안 중 하나의 일환으로서 하수슬러지에 전자선 조사 및 탈수보조제를 첨가하였을 경우 탈수 케이크의 매립지 복토재 사용가능성을 평가하여 하수슬러지 처리 대안을 찾아보고자 하였다. 하수슬러지의 복토재 이용이 가능할 경우 경제적으로 큰 이익을 얻을 수 있을 것으로 사료되는데 이에 복토재 기준인 중금속 항목을 측정하여 복토재 가능성 및 전자선 조사와 탈수보조제 첨가유무의 영향을 살펴보았다³⁴⁾.

표 33에 나타낸 바와 같이 중금속 분석결과 Control 슬러지케이크 자체도 중금속 평과결과 기준미만임을 나타냈고, 대체적으로 Control 슬러지케이크 탈수보조제로 Star Fish를 넣을 경우 As, Cu, Cr, Fe, Zn 등은 크게 증가하였고 Cd, Pb, Mn 등은 미미하게 상승한 것으로 나타났다. Control 슬러지케이크에 전자선 조사를 실시하였을 경우에도 전체적으로 증가 추세를 나타냈다. 중금속 평가결과 복토재 적용 기준치와 비교시 전 항목에서 기준치 이하로 측정되어 4가지 종류 슬러지케이크 모두 복토재로서 이용 가능할 것으로 평가되어 전자선 조사 및

탈수보조제(Star Fish) 첨가로 인한 저해 영향은 없는 것으로 판단된다.

표 33. 4가지 종류 슬러지케이이크의 중금속 용출 실험 결과 (단위:mg/kg)

Condition	As	Cd	Cu	Cr	Fe	Pb	Mn	Zn	Hg
Control	0.052	0.004	0.078	0.020	50.621	0.126	19.696	1.019	ND
SF	0.273	0.005	0.217	0.065	83.405	0.131	20.443	1.744	0.001
EB	0.194	0.004	0.291	0.055	99.579	0.150	20.200	2.253	ND
EB-SF	0.519	0.005	0.783	0.099	173.872	0.175	27.142	3.999	0.001
Guide Line	<50	<5	<500	<300	-	<150	-	-	<2

나. 방사선조사한 하수슬러지케이이크의 응집제 및 탈수보조제 첨가유무에 따른 퇴비화 운전인자 평가

하수슬러지의 전자선 조사 유무 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 탈수케이이크가 퇴비화 효율에 미치는 영향을 평가하기 위하여 각 인자별에 따른 변화를 평가하였다.

(1) 수분함량

퇴비화에서 수분조건은 퇴비화의 효율에 막대한 영향을 미치며, 또한 퇴비화공정 중에서 송풍과 공극, 퇴비더미의 형태, 발생하는 열, 기후 등과 밀접한 관계를 맺고 있다. 퇴비화 초기의 활발한 분해시에 발생하는 발열작용으로 수분함량의 변화가 크게 일어나며, 발열작용과 송풍에 의한 수분증발을 조절하지 않으면 전체 퇴비화 효율을 결정하는 퇴비화 초기의 유기물 분해효율이 떨어지게 된다. 이러한 현상을 미연에 방지하고자 퇴비화 초기에 적정 함수율인 55~60%로 수분을 조절하였다.

그림 57은 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 온도 변화를 나타내었다. 모든 퇴비단은 초기에 활발한 퇴비화반응에 의한 발열로 수분손실이 많아 퇴비화과정 중에 인위적으로 수분을 보충하였다. 그림에 나타낸 바와 같이 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비단의 수분함량 변화를 살펴보면, 모든 퇴비단이 초기에 수분이 큰 폭으로 감소하였으며 10일 정도 지난 후부터는 수분이 미미하게 감소하여 60일의 퇴비화가 진행된 후 45% 내외의 수분함량을 나타냈다. 전자선 조사한 EB 슬러지케이크와 탈수보조제를 첨가한 SF 슬러지케이크의 퇴비단의 수분함량 변화는 Control 슬러지케이크의 퇴비단 비해 큰 차이가 없는 것으로 나타났다.

그림 58은 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 온도 변화를 나타내었다. 그림에 나타낸 바와 같이 모든 퇴비단의 운전은 적정 수분조건인 55~60%에서 진행되었으며 반응이 활발한 초기 약 일주일 동안 적정수분유지를 위해서 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 퇴비화 조건과 동일하게 수분을 공급하였다. 초기 10일 동안은 함수율의 변화가 크게 일어났으나 20일 이후부터는 모든 퇴비단의 함수율이 서서히 감소하는 경향을 보였다. 이는 퇴비화 반응이 20일정도 경과하면서 대부분의 유기물이 분해가 이루어져 발열반응이 미미함으로 인해 수분함량의 변화가 적게 일어난데 기인한 것으로 판단된다. 한편 퇴비단의 종류에 따른 함수율 변화 양상의 차이는 크지 않은 것으로 나타났다.

그림 59는 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 온도 변화를 나타내었다. 그림에 나타낸 바와 같이 모든 퇴비단의 수분함량의 변화는 퇴비화 초기 10일 동안 발열과정으로 인하여 변화하였지만 퇴비화 운전기간이 길어짐에 따라 그 변화폭이 줄어드는 경향을 나타냈다.

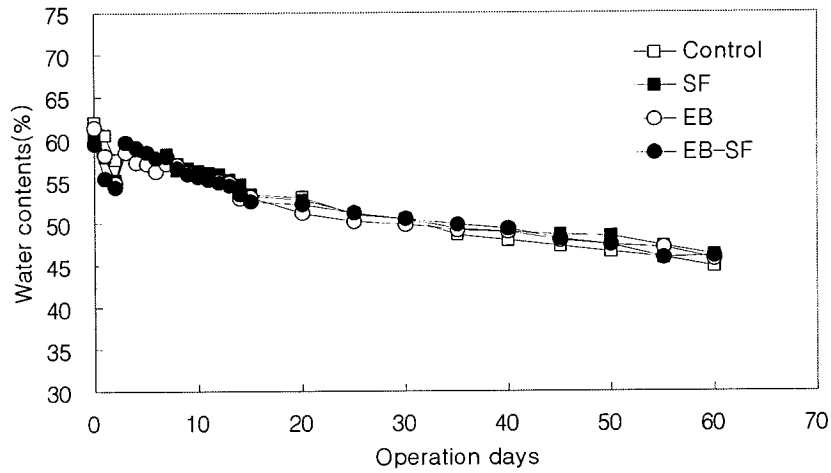


그림 57. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 수분함량 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

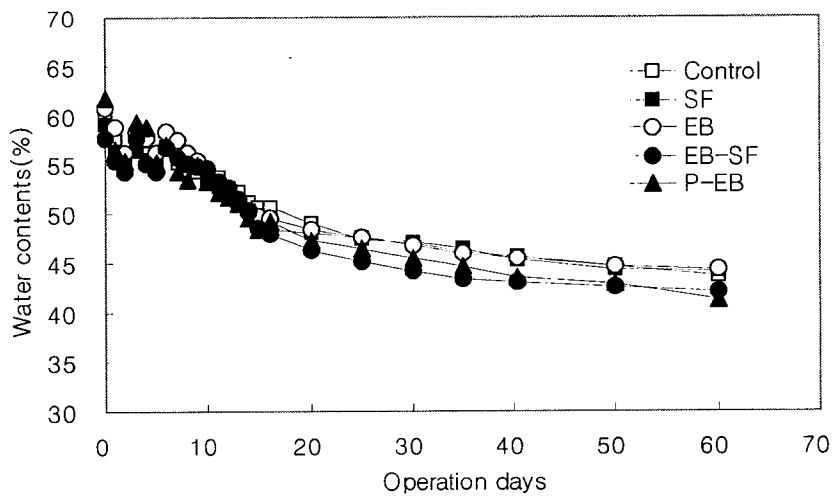


그림 58. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 수분함량 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

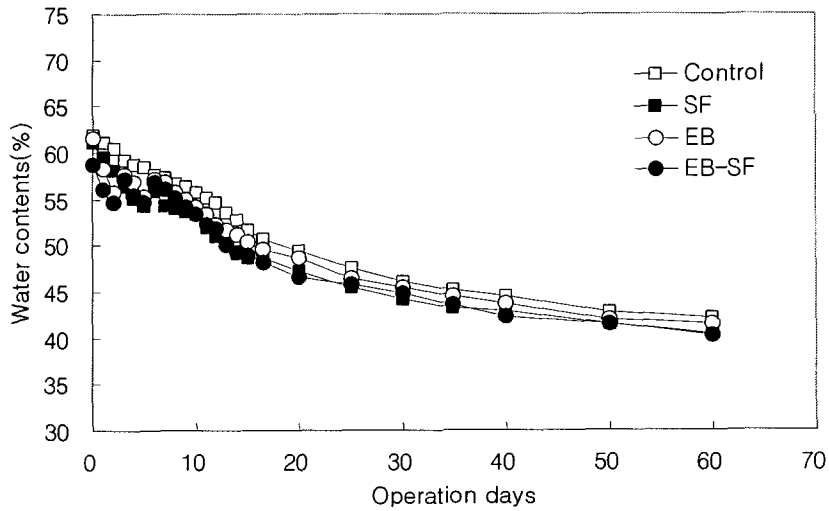


그림 59. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 수분함량 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 60, 그림 61, 그림 62 그리고 그림 63은 서로 다른 Bulking Agent를 사용했을 때 각 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 수분함량 변화를 나타내었다. 그림 60에 나타낸 바와 같이 Sorghum을 Bulking Agent로 사용한 Control 슬러지케이크의 퇴비단은 수분함량을 초기 62%에서 운전하였으며 퇴비화 10일 정도에 약 56%까지 감소하였고 그후 조금씩 감소하여 퇴비화 60일까지 약 45%의 함수율을 보였다. Hay를 사용한 퇴비단의 경우의 수분함량은 초기 60%에서 시작하여 퇴비화 60일까지 서서히 감소하여 약 43%의 함수율을 나타냈고, Saw Dust를 사용한 퇴비단은 초기 62%에서 시작하여 퇴비화 60일 후에는 약 42%의 함수율을 나타냈다. 각 Bulking Agent별로 큰 차이는 보이지 않았지만 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 수분함량이 가장 빠르게 낮아졌다. 이는 타 Bulking Agent에 비해 통기성이 더 좋기 때문으로 사료된다.

그림 61에 나타낸 바와 같이 Sorghum을 Bulking Agent로 사용한 SF 슬러지케이크의 퇴비단은 수분함량을 초기에 약 60%에서 운전하였다. 퇴비화 30일 후에는 약 50%까지 낮아졌으며 퇴비화 60일까지 점차 낮아서 약 46%의 함수율을 나타냈다. Hay를 이용한 퇴비단의 경우에는 초기 59%에서 운전하여 퇴비화 30일

후에 47%로 낮아진후 퇴비화 60일까지 서서히 낮아져서 약 44%의 함수율을 보였다. Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우는 초기 약 61%에서 운전하여 퇴비화 30일후 약 44%을 보였고 퇴비화 60일후 약 40%까지 낮아졌다. Saw Dust를 이용한 퇴비단이 타 Bulking Agent를 이용한 퇴비단에 비해 함수율이 더 빨리 떨어졌다. 이는 Control 슬러지케이크 퇴비단에서의 결과와 유사하였다.

Sorghum과 Hay 그리고 Saw Dust를 Bulking Agent로 사용한 EB 슬러지케이크 퇴비단의 수분함량 변화를 그림 62에 나타냈다. 그림에 나타낸 바와 같이 초기 퇴비단의 수분함량은 모든 퇴비단을 약 61%로 운전하였다. 퇴비화 10일 이후로 각 Bulking Agent를 이용한 퇴비단 마다 약간씩의 차이를 보였다. 퇴비화 20일 후의 Sorghum을 이용한 퇴비단의 수분함량은 약 51%를 보였으며 Hay와 Saw Dust를 이용한 퇴비단은 약 48%로 3%정도의 차이를 나타냈다. 퇴비화 60일후에는 Sorghum을 이용한 퇴비단이 약 46%, Hay를 이용한 퇴비단이 약 44%, Saw Dust를 이용한 퇴비단이 약 42%로 나타났다.

Sorghum과 Hay 그리고 Saw Dust를 Bulking Agent로 사용한 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 수분함량 변화를 그림 63에 나타냈다. 그림에 나타낸 바와 같이 퇴비단의 초기 수분함량을 Sorghum을 이용한 퇴비단의 경우 약 59%, Hay를 이용한 퇴비단의 경우 약 58%, Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우 약 59%로 운전하였다. 퇴비화 30일후 수분함량은 Sorghum을 이용한 퇴비단의 경우 약 50%, Hay를 이용한 퇴비단의 경우 약 44%, Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우 약 44%로 Sorghum을 이용한 퇴비단과 Hay와 Saw Dust를 이용한 퇴비단이 약 6%의 차이를 보였다. 퇴비화 60일후에는 Sorghum을 이용한 퇴비단이 약 46%, Hay를 이용한 퇴비단이 약 42%, Saw Dust를 이용한 퇴비단이 약 40%로 나타났다.

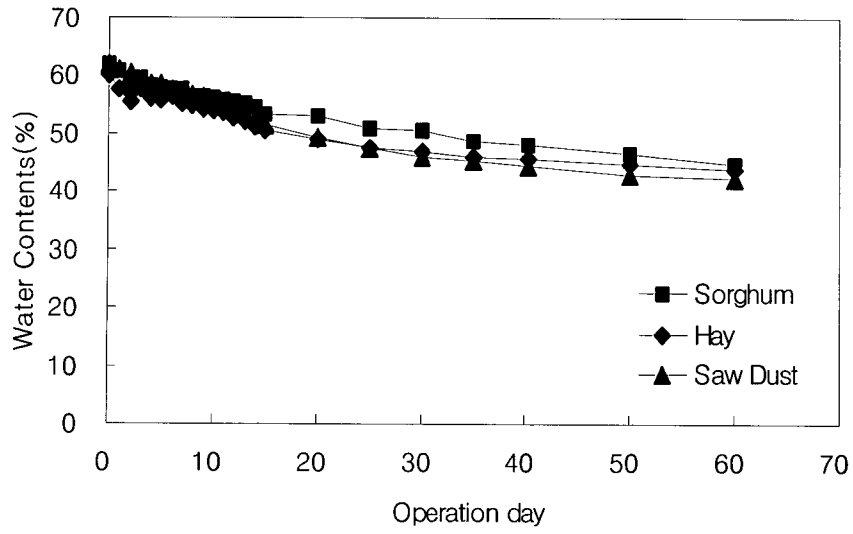


그림 60. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 수분함량 변화

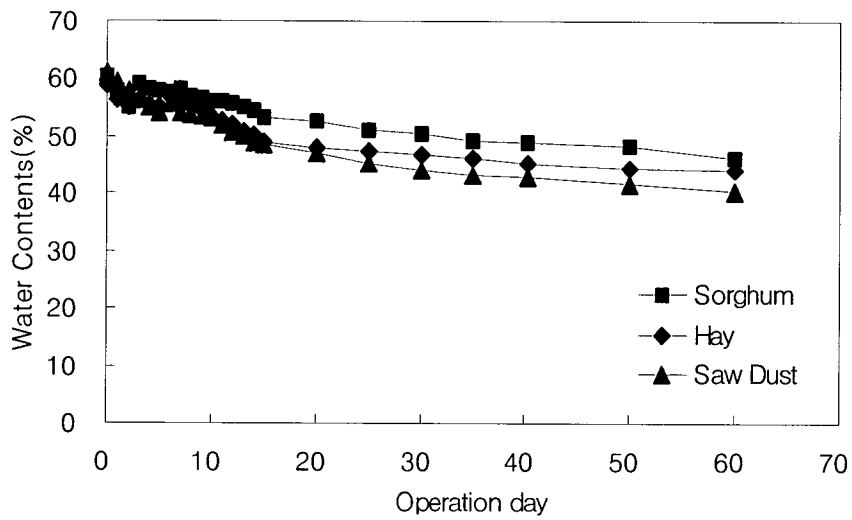


그림 61. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 수분함량 변화

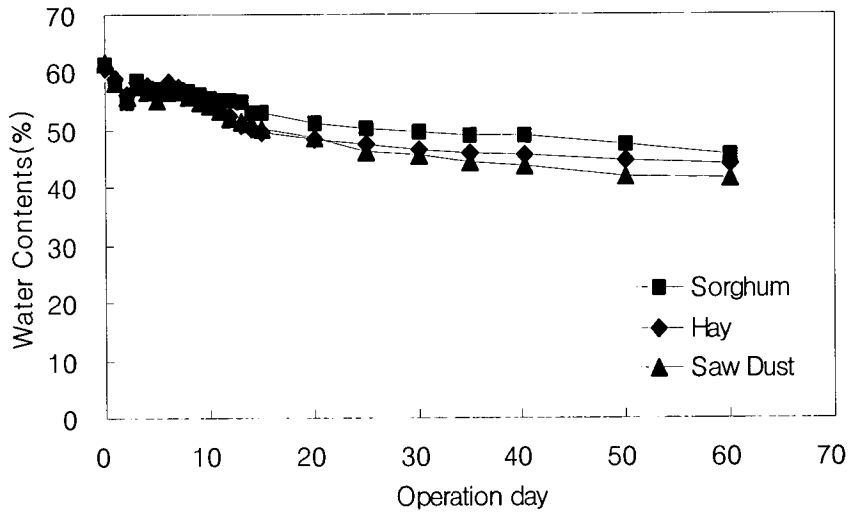


그림 62. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 수분함량 변화

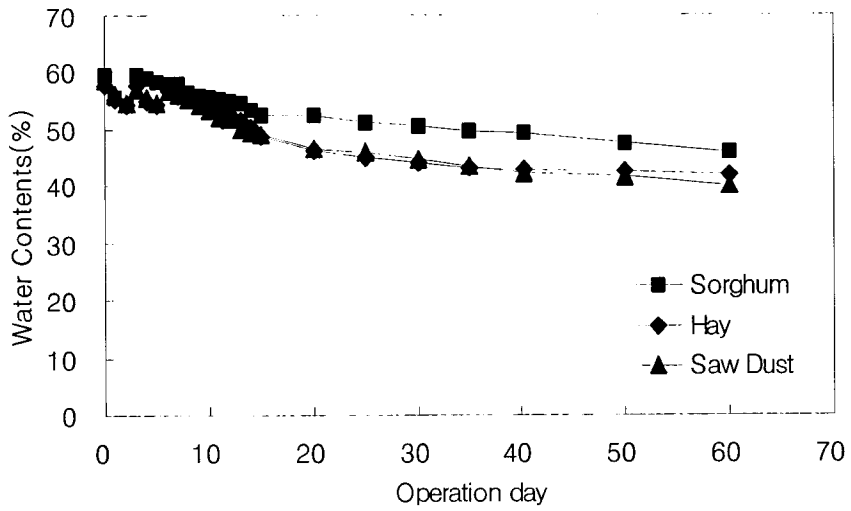


그림 63. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 수분함량 변화

(2) 온도

퇴비화 과정에서 가장 쉽게 퇴비화의 진행정도를 알 수 있는 지표는 온도의 변화이다. 퇴비화 반응은 발열반응이기 때문에 온도가 변화하는 경향을 보고 퇴비화가 진행됐는지의 여부를 판단할 수 있다. 일반적으로 퇴비화의 최적온도는 55~60℃ 정도이며 일부 퇴비화에서는 70℃를 초과하는 경우도 있다. 대개 55~60℃ 정도가 고온성 미생물의 활동 최적온도이며, 또한 병원균을 모두 사멸시킬 수 있기 때문에 이 온도 범위를 적어도 2~3일간 유지하여야 한다. 온도가 60℃ 이상에서는 곰팡이(Fungi)의 활동에 의해 악영향을 미치기 때문에 퇴비화시 온도의 조절이 중요하다. 따라서 퇴비화 반응시 적절한 온도에서 부숙되어야만 질 좋은 퇴비를 얻을 수 있으며 병원균 사멸 효과도 얻을 수 있다. 온도의 측정은 상층부, 중간부분, 하층부에서 측정하여 평균값을 사용하였다.

그림 64는 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 온도 변화를 나타내었다. 퇴비단내 온도변화는 EB 슬러지케이이크 및 EB-SF 슬러지케이이크의 퇴비화의 경우 초기 5일 이내에 최고 60℃ 이상의 고온으로 상승하여 약 2일 동안 온도를 유지하였으며, 이후 서서히 감소하여 10일 이후부터는 일정한 값을 보였다. 반면, Control 슬러지케이이크 및 SF 슬러지케이이크 퇴비단의 경우에는 초기 온도 상승이 EB 슬러지케이이크 및 EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 경우에 비해 크지 않았으며, 특히 Control 슬러지케이이크의 퇴비단의 경우 최고 상승 온도는 53℃에 불과한 것으로 나타났다. 이 결과를 통해볼 때 EB 슬러지케이이크와 EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 퇴비화반응이 아주 활발히 일어남을 알 수 있고 Control 슬러지케이이크의 퇴비단보다 2~3일 정도 퇴비화를 앞당길 수 있으리라 여겨진다.

그림 65는 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 온도 변화를 나타내었다. 모든 퇴비단은 초기 3일 이내에 미생물의 활발한 분해 작용으로 인하여 온도가 60℃ 내외로 상승하였다. 그 후 약 5일정도 55℃ 이상에서 유지되다가 퇴비화가 진행됨에 따라서 점차적으로 낮아졌으며 20일 정도가 지난 후부터 약 40℃정도로 일정하게 유지되었다. EB 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 반응초기에 60℃ 이상으로 상승하였으며 약 일주일간 55℃ 이상의 고온에서 유지되었다. 이는 이미 전자선 조사를 통해 병원균이 사멸된 상태에서 퇴비화로

인하여 고온에서 재살균 되므로 병원성 미생물의 사멸에 효과적일 것으로 사료된다. Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우도 타 조건과 비슷한 온도 경향을 보여주었지만 최고 온도가 58℃로 다른 퇴비단에 비해 약 5℃정도 낮게 나타났으며 퇴비화기간중 다른 퇴비단보다 약간 낮았다. 탈수보조제로 Star Fish를 넣은 SF 슬러지케이크 퇴비단과 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단은 초기 반응이 EB 슬러지케이크 퇴비단보다 1~2℃ 높은 온도를 보여 반응이 활발히 진행되었음을 알 수 있다. P-EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우에는 초기의 반응이 늦게 시작되어 약 5일후에 60℃ 이상의 최고 온도를 보였고 그 이후로는 타 퇴비단과 비슷한 온도 경향을 보였다.

그림 66은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 온도 변화를 나타내었다. 초기의 온도 상승은 Sorghum이나 Hay를 Bulking Agent로 사용한 퇴비단보다 빠르게 나타났다. 이는 Saw Dust가 Wood Chip과 함께 퇴비의 공극을 개선시켜 초기 반응을 효과적으로 유도했기 때문인 것으로 판단된다. 그러나 통기성이 너무 양호했기 때문에 빠른 온도상승과 더불어 온도의 하강 또한 빠르게 일어나는 경향을 보였다. 퇴비화에 있어 높은 온도의 일정기간 지속을 통해 유기물 제거 및 병원균 사멸효과를 얻을 수 있는데 Saw Dust의 경우 고온에서 지속되는 시간이 짧았지만 병원균 사멸에는 충분할 것으로 판단된다. Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 타 Bulking Agent를 사용한 퇴비단에서의 결과와 유사하게 다른 퇴비단에 비해 낮은 온도로 유지되는 결과를 나타냈다.

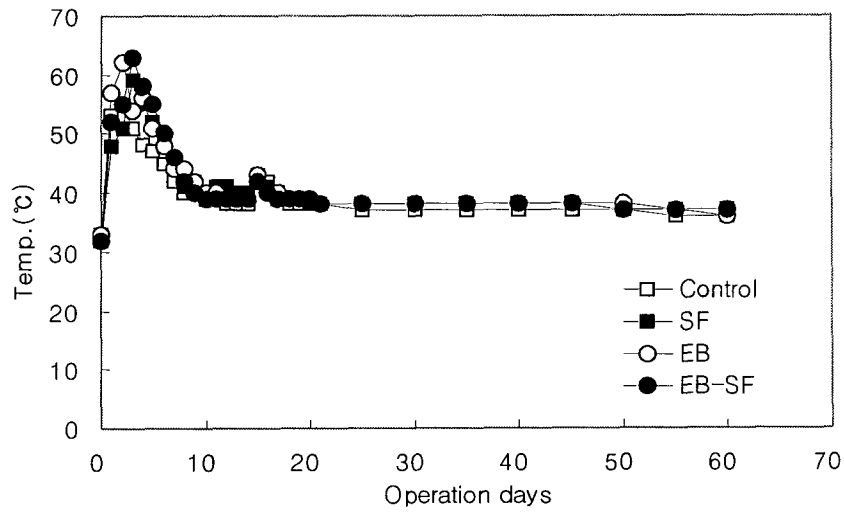


그림 64. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 온도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

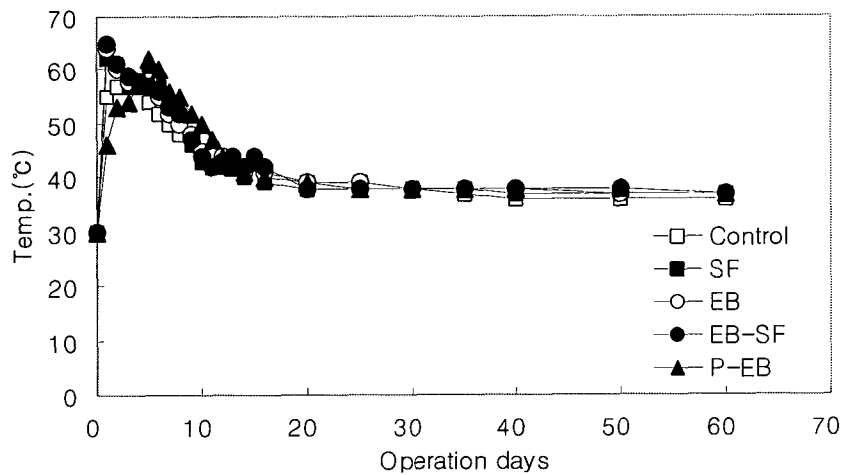


그림 65. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 온도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

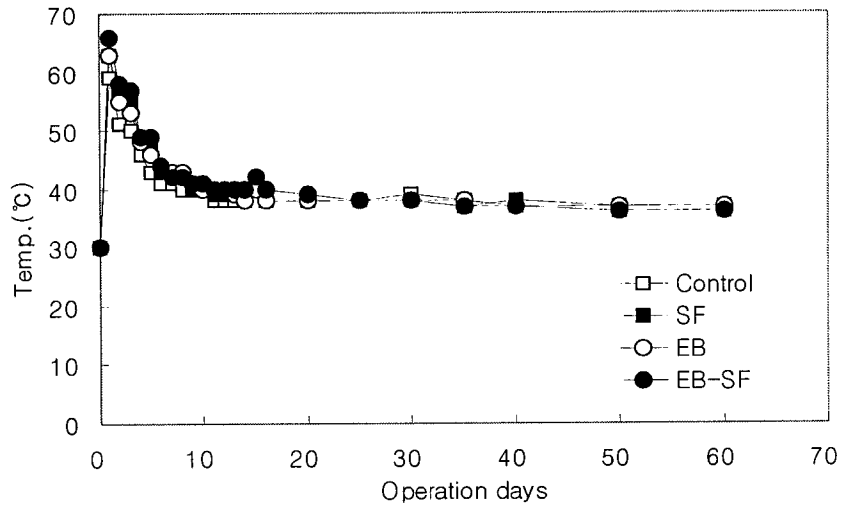


그림 66. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 온도 변화

(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 67, 그림 68, 그림 69 그리고 그림 70은 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이크 퇴비화의 온도 변화를 나타내었다. 그림 67에 나타낸 바와 같이 Hay를 Bulking Agent로 사용한 Control 슬러지케이크 퇴비단은 초기 5일동안 55°C 이상을 유지하였으며 타 Bulking Agent를 사용한 퇴비단의 경우는 3일정도 55°C를 유지한 후 떨어졌다. 최고온도의 도달시간은 Bulking Agent 별로 다르게 나타났는데 Saw Dust를 이용한 퇴비단이 24시간 만에 59°C까지 상승하였고 Sorghum, Hay를 이용한 퇴비단은 2일에서 3일 사이에 각각 55°C, 58°C까지 도달하였다.

그림 68에 나타낸 바와 같이 Sorghum를 Bulking Agent로 사용한 SF 슬러지케이크 퇴비단은 퇴비화 시작 3일에 59°C의 최고온도에 도달 하였으며 Bulking Agent로 Hay와 Saw Dust를 이용한 퇴비단은 2일 후에 각각 62°C와 63°C의 최고 온도를 보였다. 전체적으로 Hay를 이용한 퇴비단이 고온에서 지속되는 시간이 타 Bulking Agent를 사용한 퇴비단에 비해서 3~4일 길게 나타났는데 이는 Hay를 잘게 분쇄하여 타 퇴비단에 비해 통기성이 낮아 온도손실이 적었기 때문으로

사료된다. 모든 퇴비단은 퇴비화가 시작되고 약 20일이 지난 후부터 온도가 40℃ 내외에서 일정하게 유지되었다.

그림 69에 나타낸 바와 같이 Sorghum를 Bulking Agent로 사용한 EB 슬러지 케이크 퇴비단은 2일 만에 62℃까지 상승하였으며 이후 약 3일정도 50℃ 이상을 유지한 후 점차 낮아져 40℃ 내외에서 안정화되었다. Bulking Agent로 Hay를 이용한 퇴비단과 Saw Dust를 이용한 퇴비단은 24시간 안에 각각 64℃, 63℃의 최고온도를 기록 하였다. 또한 Hay를 이용한 퇴비단의 경우는 약 일주일 동안 가량을 50℃ 이상에서 머물렀지만 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우 약 3일 정도 유지한 후 점차 떨어지는 경향을 보였다. 모든 퇴비단은 전반적으로 반응 초기에 급격한 온도상승이 있었으며 퇴비화 약 20일경부터는 약 40℃ 내외로 일정하게 유지됨을 알 수 있다.

그림 70에 나타낸 바와 같이 Sorghum를 Bulking Agent로 사용한 EB 슬러지 케이크 퇴비단은 3일안에 63℃까지 상승하였으며 Hay를 이용한 퇴비단과 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우에는 24시간 안에 각각 65℃, 66℃까지 상승하였다. Sorghum을 이용한 퇴비단 보다 Hay와 Saw Dust를 이용한 퇴비단이 퇴비화 초기 반응이 빠르게 진행된 것을 알 수 있었다. 모든 퇴비단의 전체적인 경향으로 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 온도가 빨리 떨어지고 Sorghum과 Hay를 이용한 퇴비단은 상대적으로 고온에서의 유지 기간이 길었음을 알 수 있다. Bulking Agent 별로 비교할 경우 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우는 고온유지가 짧은 단점으로 인해 고온성 미생물 활성화가 원활치 못해 유기물 분해가 더디게 일어나고 Hay를 이용한 퇴비단은 고온 유지기간이 길었지만 통기성이 나빠 퇴비화 시험조건이 될 우려가 있다. 결국 고온 유지기간 및 통기성이 양호한 Sorghum이 가장 적합한 Bulking Agent로 평가할 수 있다.

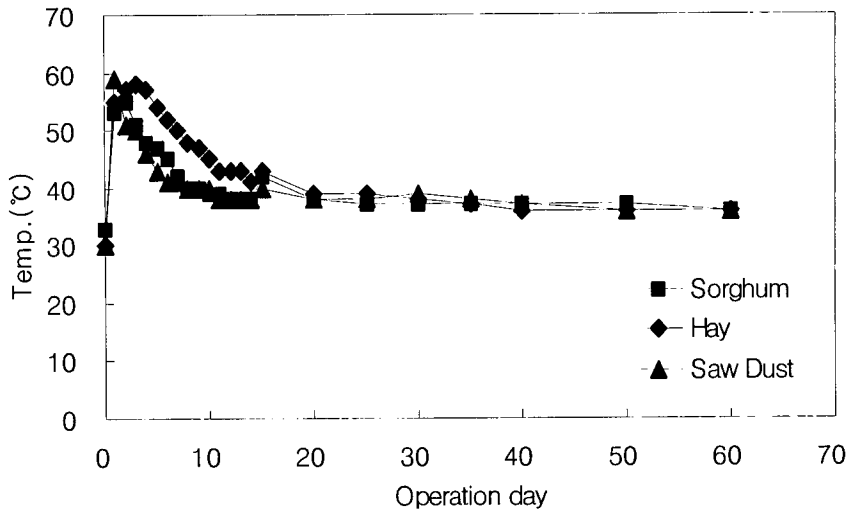


그림 67. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 온도 변화

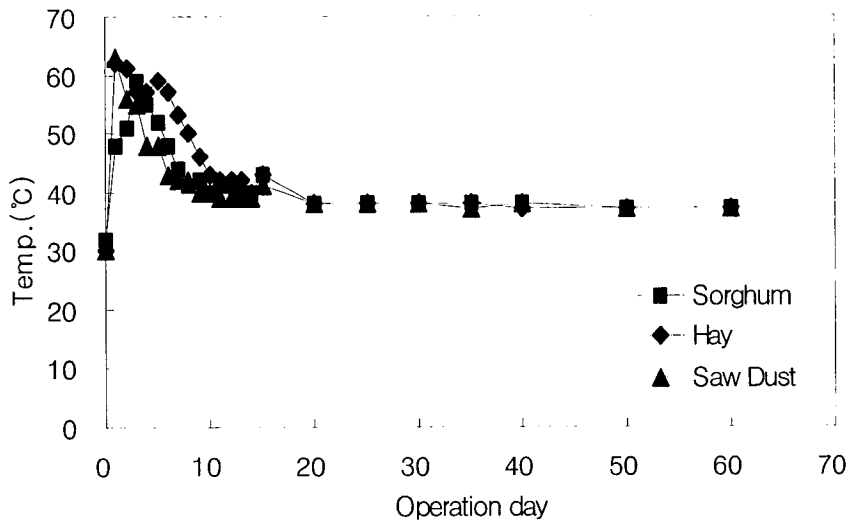


그림 68. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 온도 변화

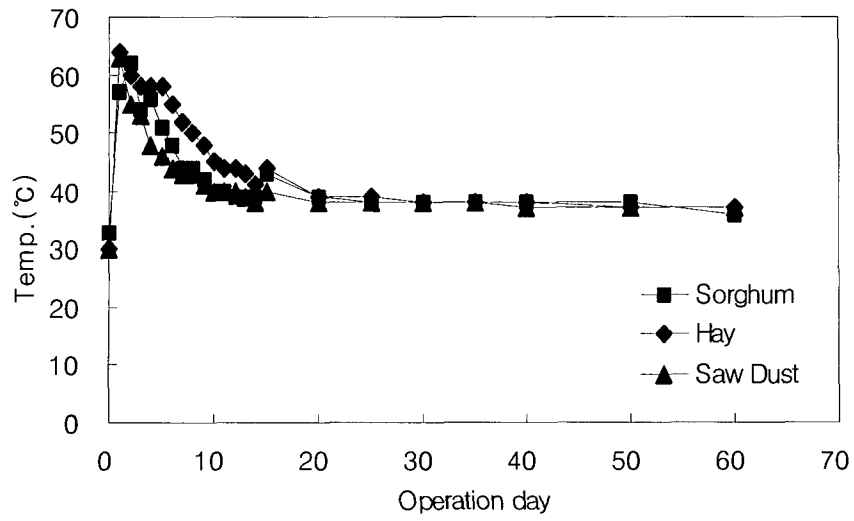


그림 69. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 온도 변화

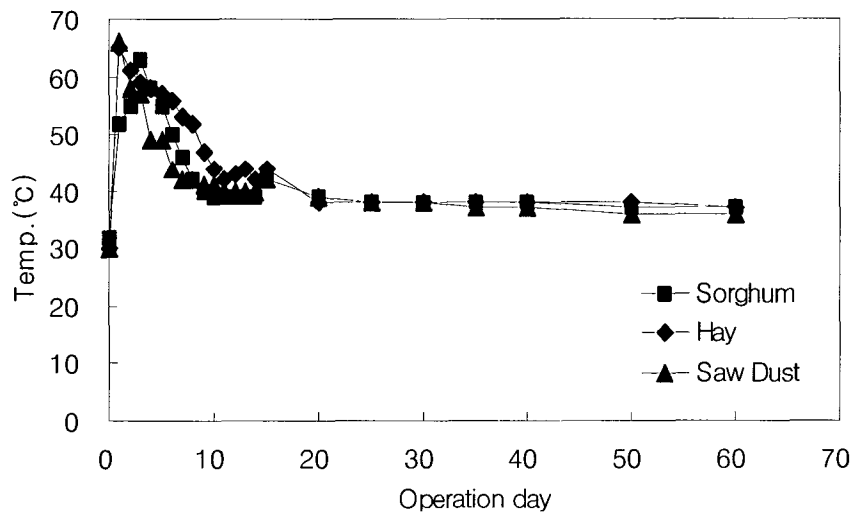


그림 70. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 온도 변화

(3) pH

하수슬러지의 일반적인 pH 범위는 중성에서 약산성을 나타낸다. 그러나 퇴비화 중에 일어나는 복잡한 반응을 통해서 반응이 진행됨에 따라 pH의 변화가 일어나며 특히 퇴비화 초기에 활발한 반응으로 지나친 pH의 감소가 있을 수 있으므로 퇴비화시 이 점을 주의해야 한다.

그림 71은 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화 운전시간에 따른 pH 변화를 나타내었다. 모든 퇴비단의 경우 초기 pH는 6.5~7.1 이었으나 퇴비화가 고온단계로 접어드는 2일 이후에는 pH가 8.0 이상으로 급격하게 증가하는 경향을 보이다가 점차 낮아져 SF 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단은 pH 6.6~7.0으로, Control 슬러지케이크 및 EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우는 pH 6.0~6.2로 현저하게 감소하였다가 일정하게 유지되었다. 이중 특히 전자선을 조사한 경우가 전자선을 조사하지 않은 경우보다 pH의 상승 폭이 큰데 이는 전자선 조사로 인해 유기성 슬러지 입자가 파괴되면서 유기질소 및 인의 산화 및 유기태의 산화에 의한 무기화에 기인한 결과라 사료된다. 한편, SF 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 pH 8 이상으로 탈수보조제를 첨가하지 않은 Control 슬러지케이크 및 EB 슬러지케이크 퇴비단에 비해 약 20일간의 오랜 기간 동안 지속되는데 이는 탈수보조제내 유기질소 부분이 첨가되어 암모니아 가스 생성에 의한 Buffer 능력의 향상에 기인한 것으로 판단된다. 그러므로 전자선 조사 및 탈수보조제로 Star Fish의 첨가가 퇴비 반응조의 pH 감소에 완충역할을 할 수 있는 것으로 판단된다.

그림 72는 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화 운전시간에 따른 pH 변화를 나타내었다. 전체적인 경향은 모든 퇴비단이 반응초기에는 pH 상승이 일어났으며 후반부로 갈수록 점점 낮아지고 일정기간이 경과 된 후부터는 거의 변화가 없었다. 각 퇴비단마다 비슷한 경향을 보여 구분이 되진 않았지만 Control 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, P-EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우에는 Star Fish가 들어간 퇴비단인 SF 슬러지케이크와 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단보다 pH의 Buffer 능력이 떨어져 퇴비화 후반으로 가면서 pH 6 정도의 약산성을 보였다. 이는 부숙 완료 후 농지에 토양개량제로 이용한 경우에는 알칼리도가 낮고 산도가 높아 적합하지 않은 것으로 판단되었다. 반면,

Star Fish를 넣은 퇴비단의 경우 pH 7정도에서 안정화 되는 결과를 나타내 다른 퇴비단에 비해 토지개량제로의 이용이 적합할 것으로 사료된다.

그림 73은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화 운전시간에 따른 pH 변화를 나타내었다. Control 슬러지케이크 퇴비단은 초기의 활발한 분해 반응으로 약 5일까지는 pH 8에서 유지되나 그 이후로 급격히 떨어져 15일 경에는 pH 5.5 정도까지 낮아지는 결과를 나타냈다. 이후 퇴비화가 진행됨에 따라 서서히 상승하여 pH 6 정도에서 안정화 되는 결과를 보였다. EB 슬러지케이크 퇴비단도 Control 슬러지케이크 퇴비단과 비슷한 경향을 보였지만 최저 pH가 6 정도로 유지되어 미생물 대사활동에 무리가 없는 것으로 판단되었으며 SF 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단은 Star Fish의 영향으로 인해 pH의 감소가 적어 다른 Bulking Agent와 비슷한 pH 7에서 안정화 되는 결과를 나타냈다.

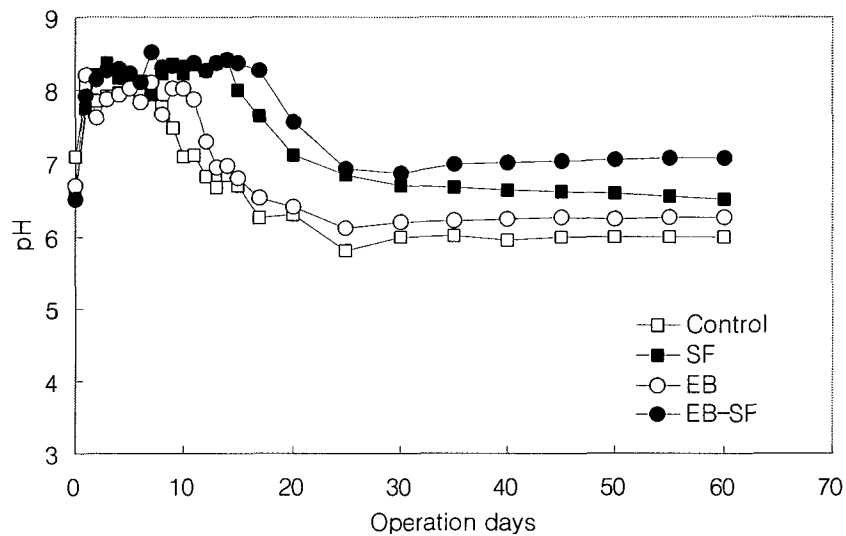


그림 71. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화

(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

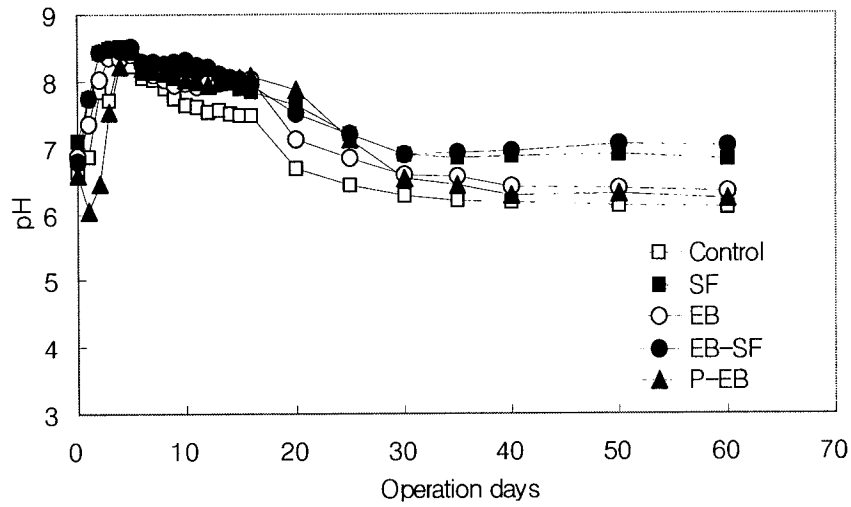


그림 72. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

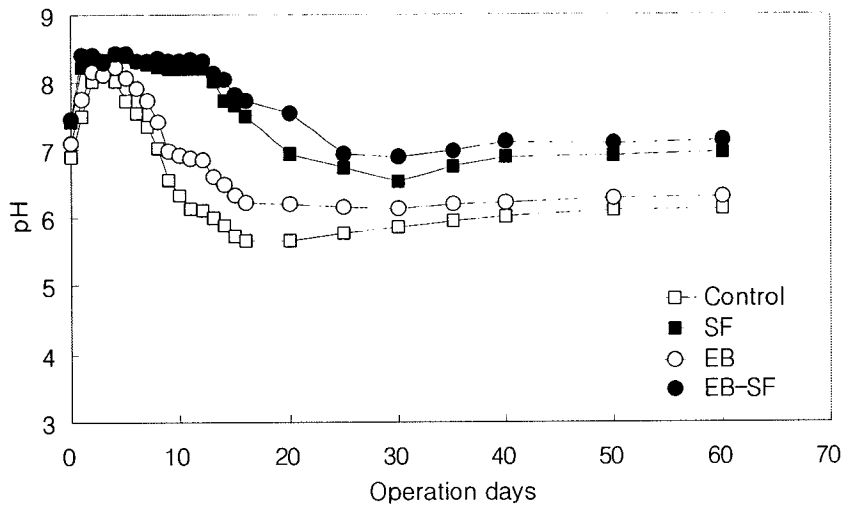


그림 73. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 74, 그림 75, 그림 76 그리고 그림 77은 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이크 퇴비화의 pH 변화를 나타내었다. 그림 74에 나타낸 바와 같이 Sorghum, Hay 그리고 Saw Dust를 Bulking Agent로 사용한 Control 슬러지케이크 퇴비단의 pH 변화는 초기의 약 7에서 시작하여 최종 pH가 약 6정도로 일정하게 유지되는 경향을 보였다. 그러나 퇴비화 초기의 pH 상승 이후 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우 퇴비화 5일 이후부터 낮아지기 시작하여 약 5.7까지 낮아졌다가 다시 상승하여 약 pH 6에서 일정해지는 결과를 보였다. Hay를 이용한 퇴비단의 경우는 퇴비화 초기에는 서서히 낮아지다가 15일 정도부터는 낮아졌고 30일 이후로는 pH 6에서 일정하게 유지되는 결과를 보였으며 Sorghum을 이용한 퇴비단의 경우에도 pH 5.8까지 떨어진 후 다시 pH 6으로 안정화되는 모습을 보였다.

이와 같은 pH의 변화는 초기 유기산의 생성에도 불구하고 암모니아의 작용에 의해 pH 상승이 크게 작용한 결과이며, 후속의 점차적인 pH 저하는 반응이 진행하면서 암모니아가 분해되고 때문에 유기산의 영향이 크게 작용하기 때문인 것으로 사료된다. 그 후 퇴비화 반응이 지속됨에 따라 유기물의 분해가 서서히 유지되어 다시 pH가 6정도에서 안정화된 것으로 사료된다.

그림 75에 나타낸 바와 같이 Sorghum, Hay 그리고 Saw Dust를 Bulking Agent로 사용한 SF 슬러지케이크 퇴비단의 pH 변화는 전체적으로 비슷한 경향을 보였다. 모든 퇴비단은 초기에 중성 pH에서 반응이 시작된 이후 pH가 8 이상으로 상승하였으며 약 2주정도 유지되고 난 후 pH가 다시 낮아지기 시작하여 약 7에서 안정화되는 양상을 보였다. 그림 76에 나타낸 EB 슬러지케이크의 퇴비단의 경우 Control 슬러지케이크 퇴비단과 비슷한 경향을 보였지만 pH가 6 이하로 떨어지지 않고 pH 6.3 정도에서 안정화되었다. 그림 77에 나타낸 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단은 SF 슬러지케이크 퇴비단과 비슷한 경향으로 초기 반응중에 pH가 약 8 이상으로 상승한 후 2주 정도부터 pH가 낮아져 pH 7에서 일정하게 유지되었다.

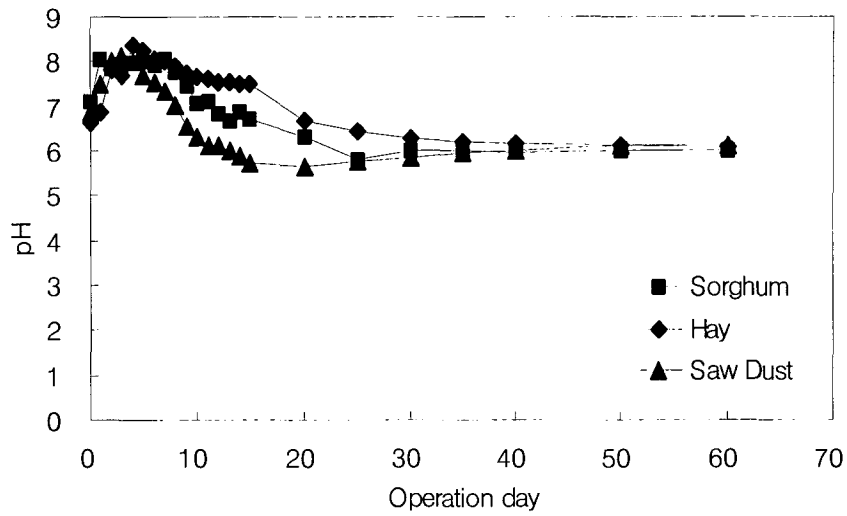


그림 74. Bulking Agent별 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화

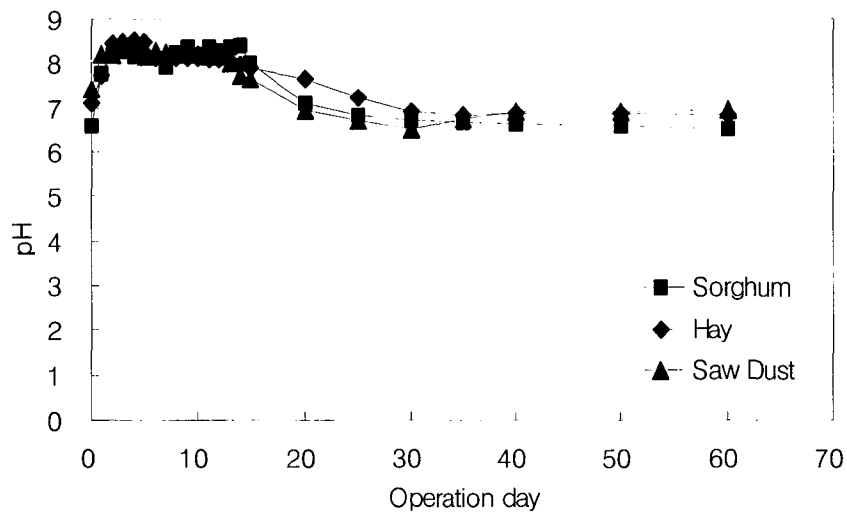


그림 75. Bulking Agent별 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화

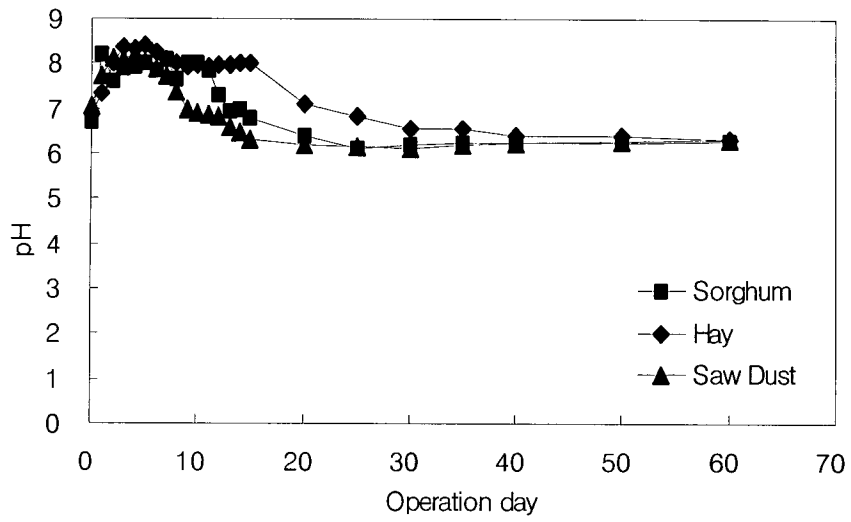


그림 76. Bulking Agent별 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화

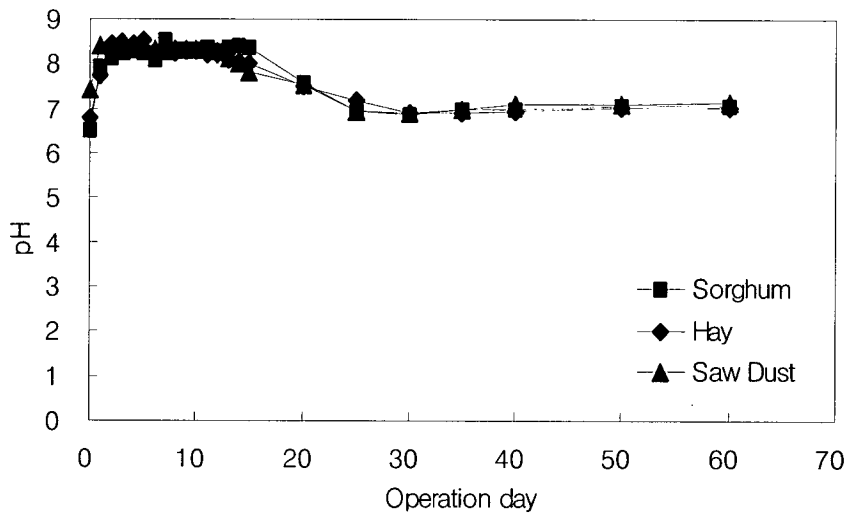


그림 77. Bulking Agent별 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 pH 변화

(4) C/N Ratio

퇴비의 숙성도를 판단하는 기준은 현재까지 명확하게 정립되진 않았지만 일반적으로 온도의 변화와 함께 C/N Ratio의 변화를 통해서 숙성도를 판단할 수 있다. Chanyasak(1981) 등은 도시폐기물의 경우 퇴비화 완료 후 C/N Ratio가 5~6정도까지 감소한다고 하였으나³⁵⁾, 퇴비의 원료물질에 따라서 C/N Ratio가 다양하기 때문에 Hirai(1983)등은 C/N Ratio가 퇴비 숙성도의 절대적인 지표가 될 수 없다고 하였다³⁶⁾.

그림 78은 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이커 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화를 나타내었다. SF 슬러지케이커, EB 슬러지케이커, EB-SF 슬러지케이커 퇴비단은 Control 슬러지케이커의 퇴비단에 비해 C/N Ratio 감소율이 크게 나타나 퇴비화가 더 효과적으로 진행되었음을 알 수 있다. 세부적으로 살펴보면 C/N Ratio가 35에서 25로 유기 탄소가 분해하는데 SF 슬러지케이커, EB 슬러지케이커, EB-SF 슬러지케이커 퇴비단의 경우는 6일 정도가 소요된 반면 Control 슬러지케이커의 퇴비단은 11일 정도로 나타났다. 이는 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가가 퇴비화에 소요되는 시간을 단축시키는데 기여하고 있음을 보여준다. Control 슬러지케이커, SF 슬러지케이커, EB 슬러지케이커, EB-SF 슬러지케이커의 퇴비단의 초기 10일(퇴비화 초기부터 10일경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율 ($\frac{\Delta C/N}{\Delta t}$)을 살펴보면 각각 $0.25d^{-1}$, $0.33d^{-1}$, $0.28d^{-1}$, $0.28d^{-1}$ 이었으며 50일이 경과한 후에는 각각 $0.01d^{-1}$ ~ $0.02d^{-1}$ 범위로 매우 낮은 변화율을 나타냈다. 퇴비화 초기에는 EB 슬러지케이커 퇴비단의 반응이 가장 활발하였으며 후반부에는 큰 차이가 없는 것으로 나타났다.

그림 79는 Bulking Agent로 Hay을 사용한 5가지 종류 슬러지케이커 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화를 나타내었다. 초기의 C/N Ratio는 Setup 과정에서 퇴비단마다 약간씩 차이가 있었으나 퇴비화 적정 조건인 25~40 범위 안으로 조정하여 퇴비화를 진행하였다. 그림에 나타난 바와 같이 C/N Ratio 전체적인 변화는 반응초기에 급격하게 감소하다가 퇴비화 5일 이후부터는 느리게 감소하였으며 SF 슬러지케이커, EB 슬러지케이커, EB-SF 슬러지케이커, P-EB 슬러지케이커의 퇴비단은 초기에 활발한 유기물 분해를 통해서 C/N Ratio의 급격한 감소가

일어난 반면 Control 슬러지케이이크의 퇴비단의 경우에는 타 조건에 비해 C/N Ratio 감소율이 낮게 나타났다. Control 슬러지케이이크, SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크, P-EB 슬러지케이이크 퇴비단의 초기 10일(퇴비화 초기부터 10일경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율($\frac{\Delta C/N}{\Delta t}$)을 살펴보면 각각 $0.19d^{-1}$, $0.27d^{-1}$, $0.27d^{-1}$, $0.28d^{-1}$, $0.25d^{-1}$ 이고 50일이 경과한 후의 값은 각각 $0.01d^{-1}$ ~ $0.02d^{-1}$ 범위로 반응초기에 비해 아주 미미한 변화를 보였다. Control 슬러지케이이크 퇴비단에 비해 SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크, P-EB 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 반응 초기 10일의 변화율이 매우 큰 변화를 보여 분해가 활발히 일어났음을 알 수 있었으며 Sorghum을 이용한 퇴비단의 경우와는 달리 EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 초기 반응이 가장 활발한 것으로 나타났으나 그 차이는 크지 않았다. 퇴비화 50일후의 변화율은 전체적으로 미미한 변화만을 보여 대부분의 숙성이 완료된 것으로 보였으며 최종 C/N Ratio는 모든 퇴비단이 20 이하로 나타났다.

그림 80은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화를 나타내었다. Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 퇴비화의 경우 원료 자체의 C/N Ratio는 높으나 C 성분이 대부분 분해가 어려운 리그닌과 셀룰로오스 이므로 효과적인 퇴비화가 일어나지 못했다. 퇴비화 초기에는 퇴비원료인 슬러지케이이크의 분해로 인해 C/N Ratio의 감소가 있었지만 10일 이후에는 C/N Ratio의 감소가 느리게 진행되었다. Control 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 C/N Ratio는 35에서 시작하여 최종적으로 28까지 감소하여 매우 적은 감소 폭을 보였다. 그러나 EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단은 C/N Ratio가 각각 35, 32에서 시작하여 최종 25, 22까지 감소하여 Control 슬러지케이이크 퇴비단에 비해 다소 높은 감소율을 보였다. Control 슬러지케이이크, SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 초기 10일(퇴비화 초기부터 10일경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율을 살펴보면 각각 $0.19d^{-1}$, $0.22d^{-1}$, $0.22d^{-1}$, $0.24d^{-1}$ 의 값을 보였고 50일이 경과한 후의 값은 각각 $0.01d^{-1}$ ~ $0.03d^{-1}$ 범위로 나타났다. 반응초기의 경우 C/N Ratio는 타 Bulking Agent와 마찬가지로 Control 슬러지케이이크 퇴비단에 비해 SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단이 약간 높은 변화율을 보였으며 50일후의 변화는

각 퇴비단 모두 비슷한 변화율을 나타냈다.

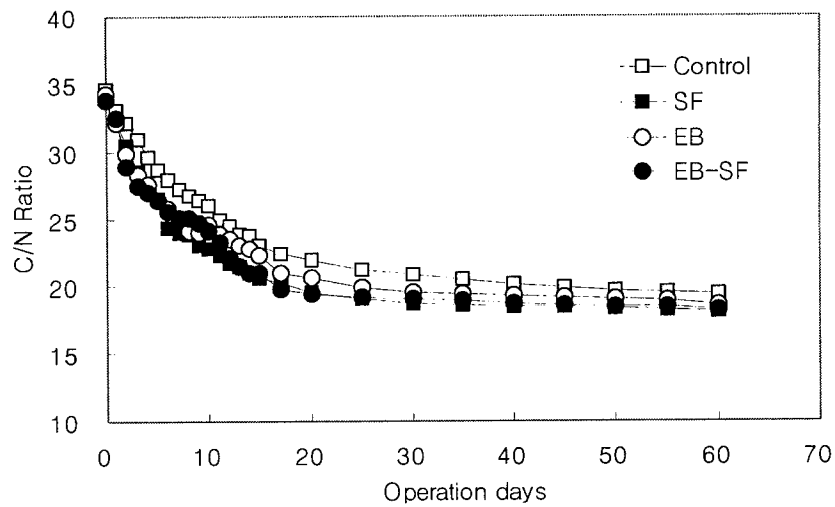


그림 78. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이커 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

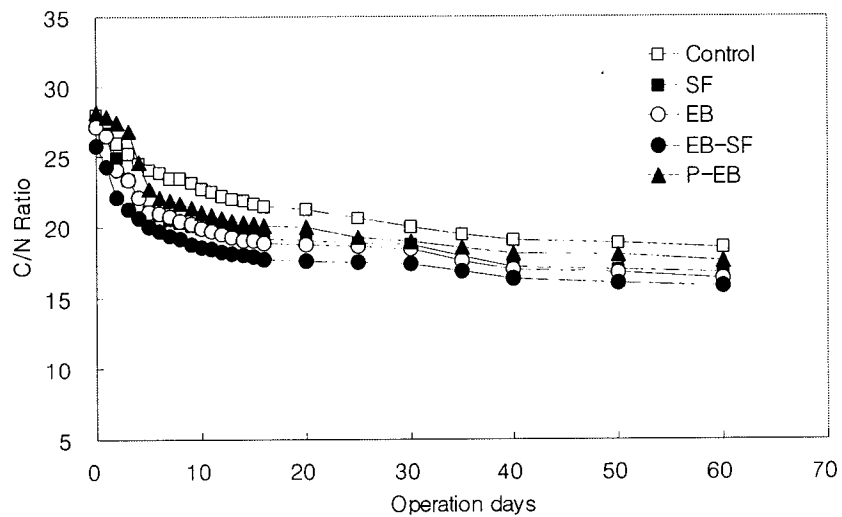


그림 79. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이커 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

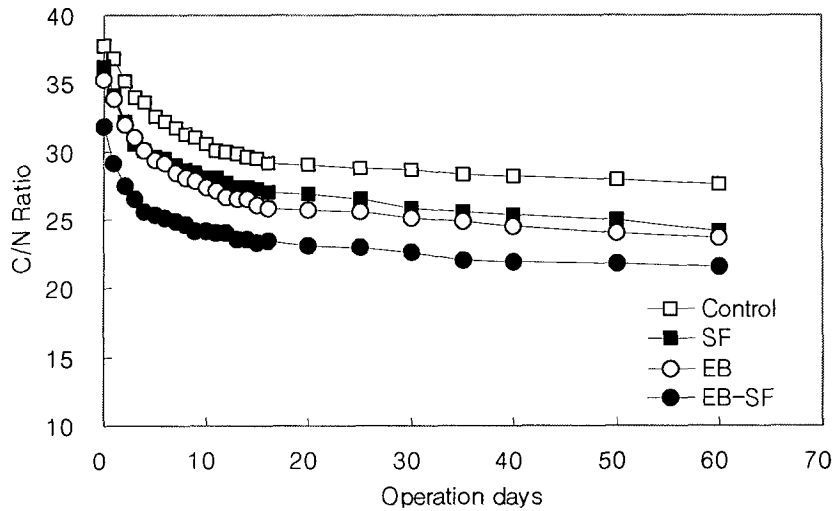


그림 80. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 81, 그림 82, 그림 83 그리고 그림 84는 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이크 퇴비화의 C/N Ratio 변화를 나타내었다. 그림 81에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 이용한 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우는 초기의 C/N Ratio가 각각 35, 28, 38로 시작하여 반응시간이 경과함에 따라 퇴비화가 종결되는 60일 정도에는 19, 16, 28의 값을 보였다. 특히 각 퇴비단의 Bulking Agent 별 초기 10일(퇴비화 초기부터 10일 경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율($\frac{\Delta C/N}{\Delta t}$)을 살펴보면 반응초기 값은 Sorghum, Hay, Saw Dust를 Bulking Agent로 이용한 퇴비단의 경우 각각 $0.25d^{-1}$, $0.19d^{-1}$, $0.19d^{-1}$ 에서 퇴비화 50일이 경과한 후의 값은 각각 $0.02d^{-1}$, $0.02d^{-1}$, $0.01d^{-1}$ 로 매우 낮은 변화율을 보였다.

그림 82에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우에는 초기의 C/N Ratio가 각각 34, 27, 36으로 시작하여 반응시간이 경과함에 따라 퇴비화가 종결되는 60일 정도에는 18, 17, 24의 값을 보였다. 또한 각 Bulking Agent 별 초기 10일(퇴비화 초기부

터 10일경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율을 살펴보면 반응초기 값은 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 각각 $0.33d^{-1}$, $0.28d^{-1}$, $0.22d^{-1}$ 에서 퇴비화 50일 경과후의 값은 각각 $0.01d^{-1}$, $0.02d^{-1}$, $0.01d^{-1}$ 로 미미한 변화를 보였다.

그림 83에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우를 보면 초기의 C/N Ratio가 각각 34, 27, 35로 시작하여 반응시간이 경과함에 따라 퇴비화 60일 정도에는 각각 19, 16, 24의 값을 보였다. 특히 각 Bulking Agent 별 초기 10일(퇴비화 초기부터 10일 경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율을 살펴보면 반응초기 값은 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 각각 $0.28d^{-1}$, $0.27d^{-1}$, $0.22d^{-1}$ 에서 퇴비화 50일이 경과한 후의 값은 각각 $0.02d^{-1}$, $0.02d^{-1}$, $0.01d^{-1}$ 로 타 조건과 비슷한 변화율을 나타냈다.

그림 84에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 EB-SF 슬러지케이크의 퇴비단의 초기의 C/N Ratio는 각각 34, 26, 32로 시작하여 반응시간이 경과함에 따라 퇴비화 60일 정도에는 18, 16, 22의 값을 보였다. 특히 각 Bulking Agent 별 초기 10일(퇴비화 초기부터 10일경과 후까지의 기간)과 나중 10일(퇴비화 진행 50일부터 60일까지의 기간)의 시간에 따른 C/N Ratio의 변화율을 살펴보면 반응초기 값은 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 각각 $0.28d^{-1}$, $0.28d^{-1}$, $0.24d^{-1}$ 에서 퇴비화 50일이 경과한 후의 값은 각각 $0.02d^{-1}$, $0.01d^{-1}$, $0.01d^{-1}$ 로 매우 낮은 변화율을 보였다. 전체적인 경향을 보면 Sorghum을 사용한 퇴비단의 경우가 변화율이 가장 컸고 다음으로 Hay를 사용한 퇴비단의 경우, 그리고 Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우가 가장 낮은 변화율을 보였다. 변화율을 통해 간접적으로 평가하면 세 개의 Bulking Agent 중에 Sorghum을 이용한 퇴비단의 반응이 가장 활발한 것으로 볼 수 있다.

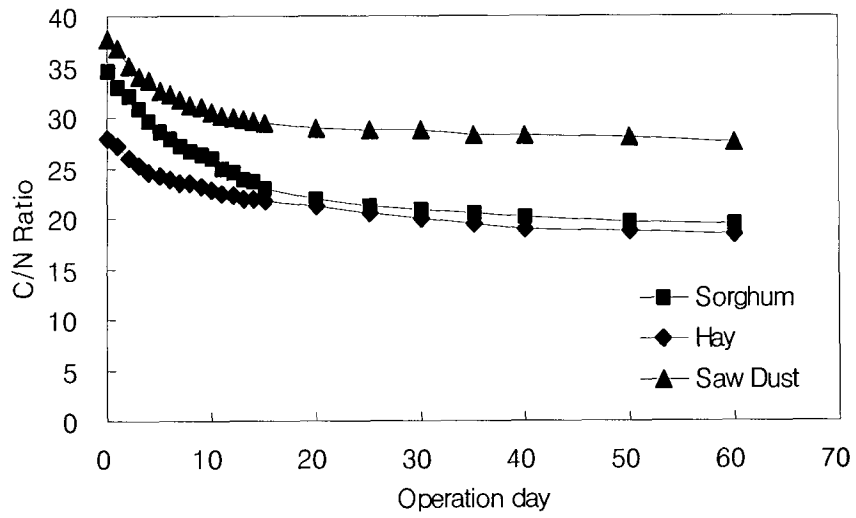


그림 81. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크
퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화

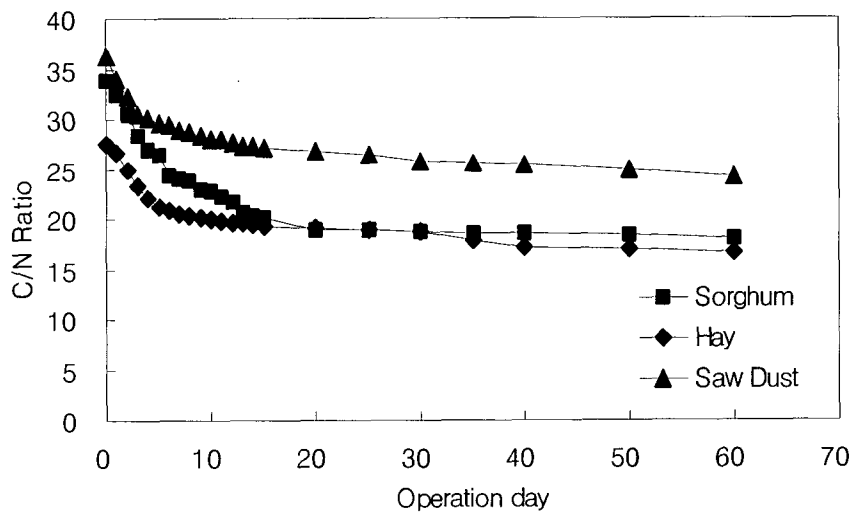


그림 82. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크
퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화

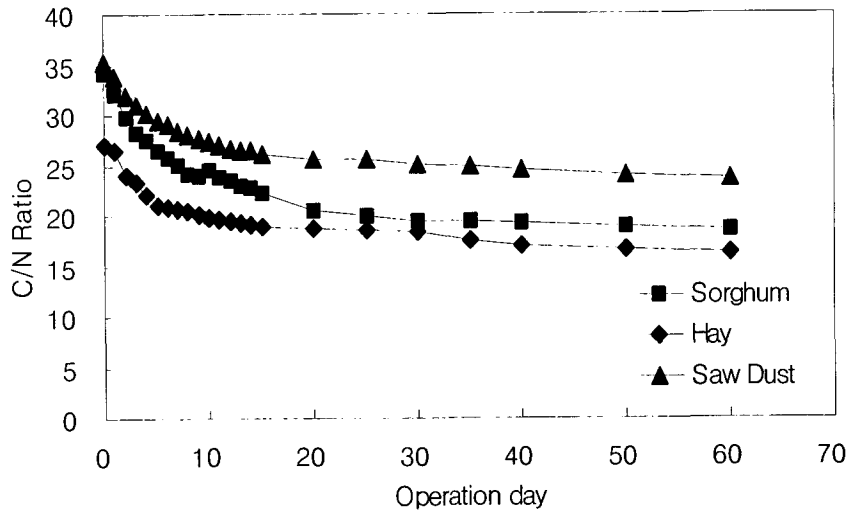


그림 83. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화

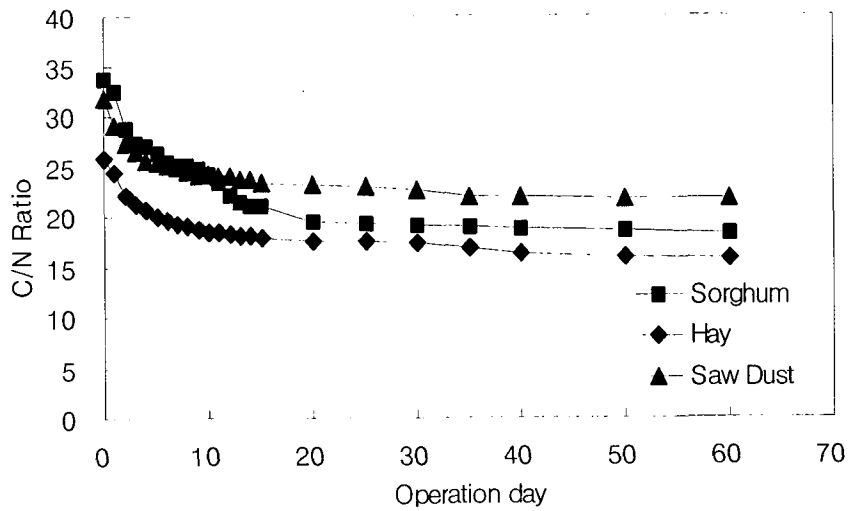


그림 84. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 C/N Ratio 변화

(5) 미생물 활동도

퇴비화 반응에서 유기물 분해와 관련하여 미생물의 종류와 수를 정량화 하는 연구는 있었지만 미생물의 활동도와 관련하여 연구된 내용은 아직 보고 된 바 없다. 따라서 본 실험에서는 퇴비화 반응과 미생물 활동도와의 관계를 알아보기 위하여 INT Test를 통해 퇴비더미내 미생물의 활동도를 구하였다. 퇴비화 반응조내의 미생물의 Activity를 INT(INT Formazan)추출 분석을 통해 측정하였다.

그림 85는 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 미생물 활동도 변화를 나타내었다. 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비단 별로 미생물 활동도는 큰 차이를 나타내지 않았다. 단, 퇴비화 반응 초기에 Control 슬러지케이크의 퇴비단에 비해 SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단이 상대적으로 더 높은 미생물 활동도를 보였다. 전체적으로 앞에서 서술했던 퇴비화과정 중 온도변화 결과와 유사한 경향을 나타냈으며, 이를 통해 전자선 조사 및 탈수보조제의 첨가가 퇴비화시 미생물 반응에 긍정적인 역할을 하는 것으로 판단된다.

그림 86은 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화 과정에서의 미생물 활동도 변화를 나타내었다. 그림에 나타낸 바와 같이 후기 부숙 과정에서 다섯 퇴비단 모두 비슷한 경향을 보여주었다. EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 5일째에 최고치인 $22.7 \text{ mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 이었고 그이후로 15일까지 점차 낮아져 안정화되는 경향을 보여주었다. Control 슬러지케이크 퇴비단은 최고치가 $18.7 \text{ mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 로 다른 퇴비단에 비해 다소 낮은 수치를 보여주었다. 또한 퇴비화 반응은 20일 정도면 대부분의 분해가 이루어짐을 미생물 Activity를 통해 알 수 있었다. P-EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우는 초기 반응이 다른 퇴비단에 비해 늦게 시작하여 최고치의 도달은 $21.0 \text{ mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 로 퇴비화 운전 7일경에 도달하였다. 하지만 퇴비화 9일경부터 다른 퇴비단과 비슷한 경향을 보였다. P-EB 슬러지케이크 퇴비단의 초기 반응이 느린 이유는 슬러지에 전자선을 조사하여 탈수시킨 EB 슬러지케이크 퇴비단보다 탈수 후 탈수케이크에 직접 조사한 P-EB 슬러지케이크 퇴비단이 직접적인 전자선 조사로 인하여 대부분의 미생물이 사멸하였기 때문으로 사료된다.

그림 87은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 미생물 활동도 변화를 나타내었다. 그림에 나타난 바와 같이 각 퇴비단마다 특별한 차이는 없었지만 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 다른 퇴비단에 비해 약간 낮은 미생물 Activity를 보였다. 초기 미생물 활동도는 약 $7.2 \text{ mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 로 모든 퇴비단이 비슷한 값을 보였지만 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 최고 값이 약 $19.1 \text{ mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 로 다른 퇴비단의 약 $22.3 \text{ mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 비해 미생물 Activity가 낮게 나타났다.

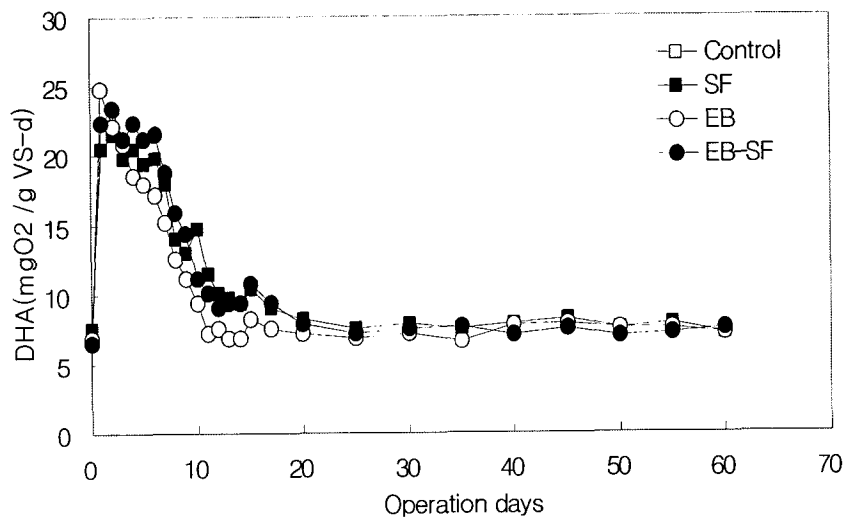


그림 85. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 미생물 Activity 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

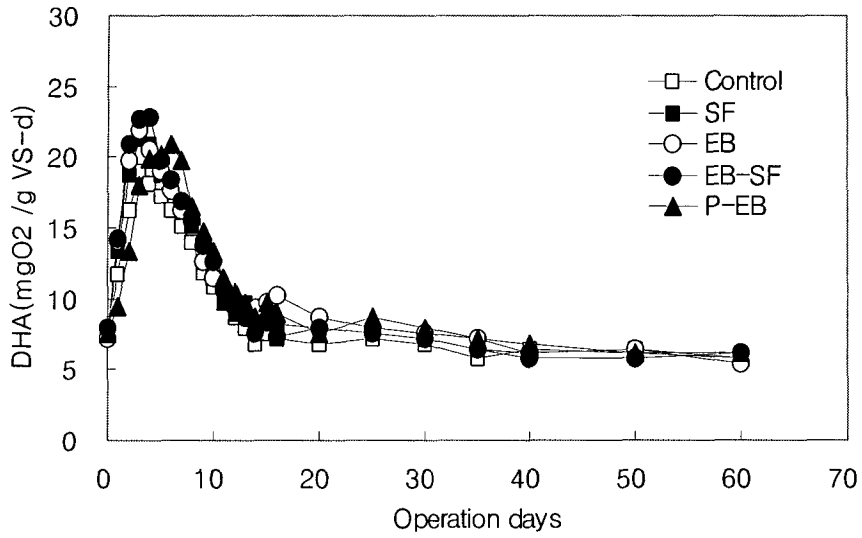


그림 86. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 미생물 Activity 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

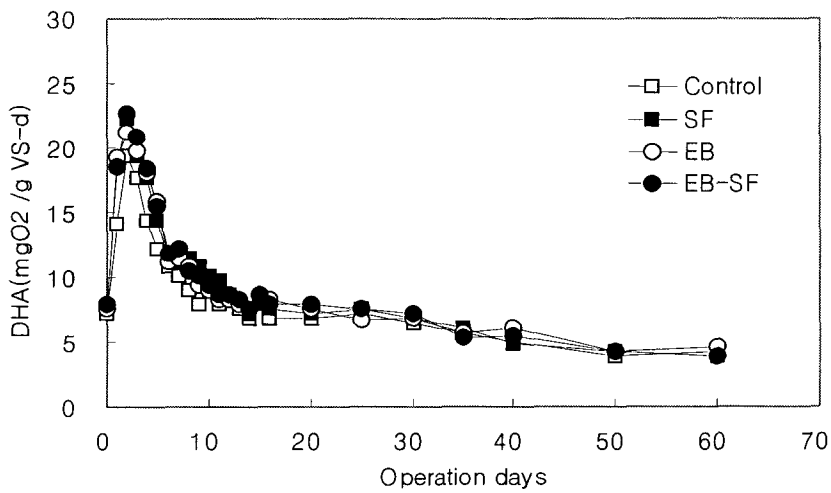


그림 87. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 미생물 Activity 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 88, 그림 89, 그림 90 그리고 그림 91은 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이크 퇴비화의 미생물활동도 변화를 나타내었다. 그림 88에 나타낸 바와 같이 Control 슬러지케이크 퇴비단의 전체적인 미생물 활동도는 초기에 급격히 상승하다가 약 3일 안에 최고치를 기록하고 퇴비화가 진행됨에 따라 점차 낮아져서 2주 후에는 약 7.2정도로 낮아지는 결과를 보였다. 각 Bulking Agent 별 Activity는 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 각각 $21.2\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $19.1\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $19.4\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 를 보여 Sorghum을 이용한 퇴비단이 가장 높은 미생물 활동도를 보였다. 그림 89에 나타낸 바와 같이 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우에도 퇴비화 초기 3일 정도에 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비화의 경우 각각 $21.6\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $21.2\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $22.3\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 로 최고치를 보였고 각 Bulking Agent 별 미생물 활동도는 큰 차이는 보이지 않았다.

그림 90에 나타낸 바와 같이 EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우 퇴비화 3일 안에 최고치에 도달하였고, 각 Bulking Agent 별로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 각각 $24.8\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $22.0\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $21.2\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 로 Sorghum을 사용한 퇴비단이 가장 큰 값을 보였다. 그림 91에 나타낸 바와 같이 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우에도 각 Bulking Agent 별로 퇴비화 3일 정도에 최고치에 도달하였으며 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비화의 경우 각각 $23.4\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $22.7\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$, $22.7\text{mg} \cdot \text{O}_2/\text{g VS-d}$ 을 보였다. 역시 Sorghum을 사용한 퇴비단이 가장 높았으나 타 Bulking Agent를 사용한 퇴비단에 비해 큰 차이는 없었다. 하지만 전체적인 경향에 비춰볼 때 미생물 활동도는 Sorghum을 이용한 퇴비단이 가장 높게 측정되었으며 그 다음으로 Hay와 Saw Dust를 이용한 퇴비단이 비슷한 수치를 기록했다.

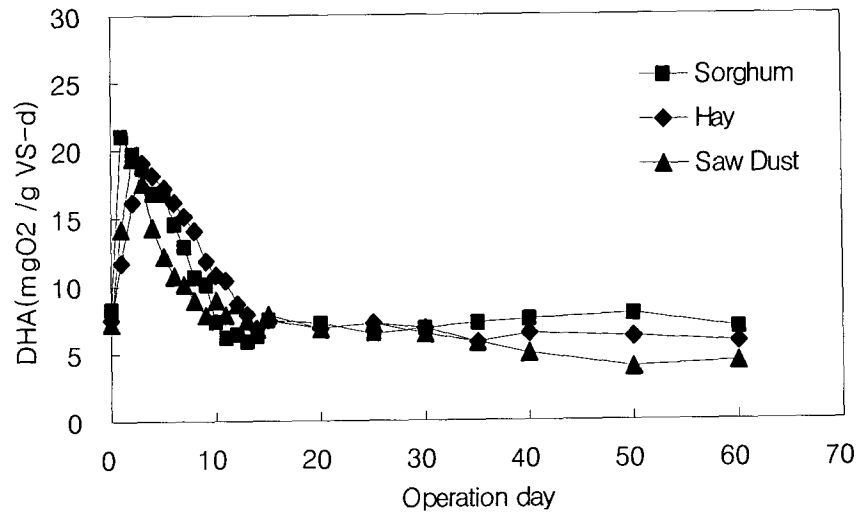


그림 88. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 미생물 활동도 변화

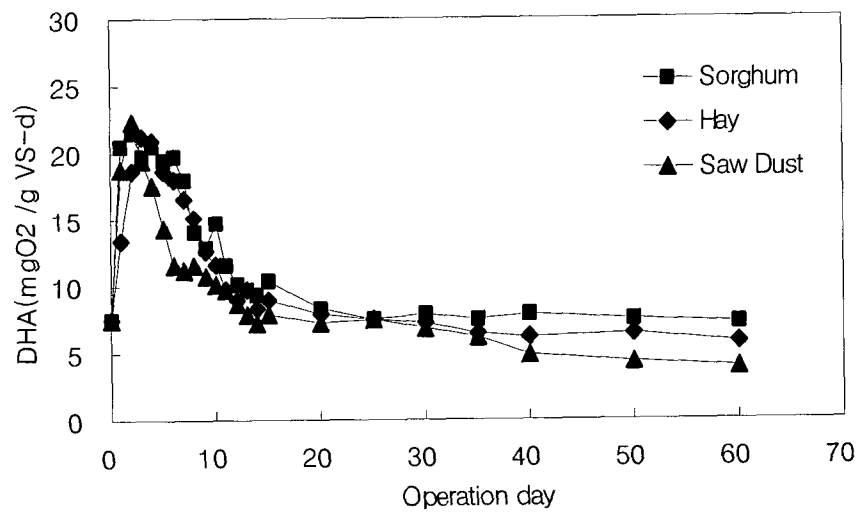


그림 89. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 미생물 활동도 변화

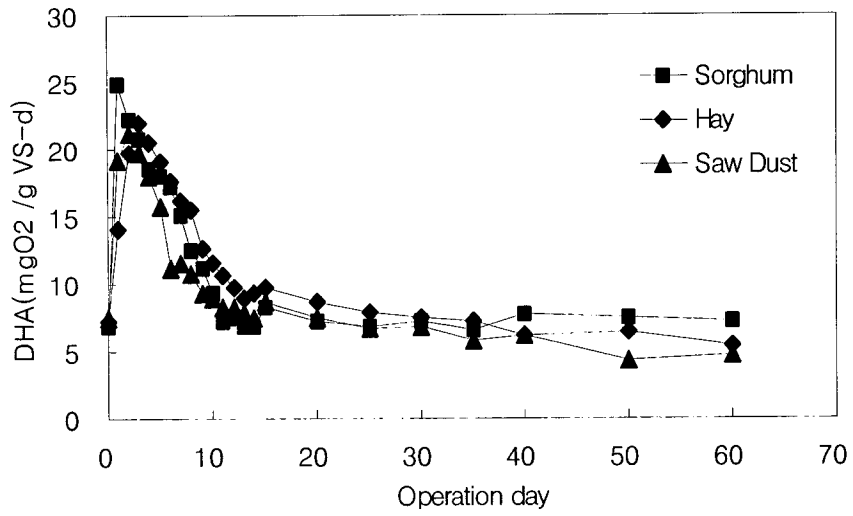


그림 90. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 미생물 활동도 변화

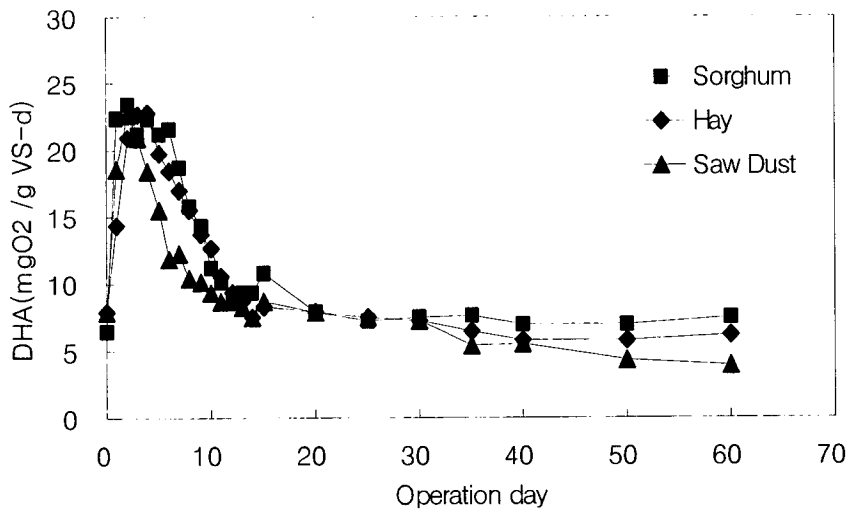


그림 91. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 미생물 활동도 변화

(6) 유기물 분해율(VS Decomposition)

그림 92는 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 나타내었다. VS Decomposition(%)은 온도 및 미생물 활동도와 밀접한 연관성을 나타내고 있다. 대체적으로 퇴비화 반응초기의 높은 온도 상승과 높은 미생물의 활동도가 나타날 때 VS의 분해율도 높게 나타났으며 온도하강 및 활동도 저하시 VS의 분해율도 점차 감소하는 것으로 나타났다. 각 슬러지케이이크 종류에 따른 퇴비단의 VS Decomposition 비교 결과, Control 슬러지케이이크 퇴비단에 비해 전자선 조사한 EB 슬러지케이이크 퇴비단의 경우가 더 높은 분해율을 보이는 것으로 나타났는데 이는 전자선 조사로 인해 슬러지내의 가용성 유기물량이 증대된 원인으로 판단된다. 단, 탈수보조제 첨가로 인한 VS Decomposition에는 별다른 영향이 없었다.

그림 93은 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 나타내었다. 그림에 나타난 바와 같이 모든 퇴비단이 퇴비화 시작 후 2주 동안 최종 VS 분해율의 약 70~80%를 보였다. EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 경우에 최종 분해율이 24%임에 반해 Control 슬러지케이이크의 퇴비단의 경우 16%로 낮게 나타났다. Control 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 VS의 분해율 결과를 통해 타 퇴비단에 비해 퇴비화 효율이 떨어짐을 알 수 있다.

그림 94는 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 나타내었다. Saw Dust의 성상이 셀룰로오스나 리그닌으로 미생물이 쉽게 분해하지 못하는 성분이어서 VS의 분해율은 다른 Bulking Agent를 사용했을 때보다 낮게 나타났다. EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 초기의 활발한 분해와 후기 부숙과정의 완만한 분해를 거쳐 최종 분해율이 약 18%를 보였다. 이 외의 EB 슬러지케이이크 퇴비단이 약 16%, SF가 약 14%의 최종 분해율을 보였고 Control 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 최종 분해율이 약 12%로 낮게 나타났다.

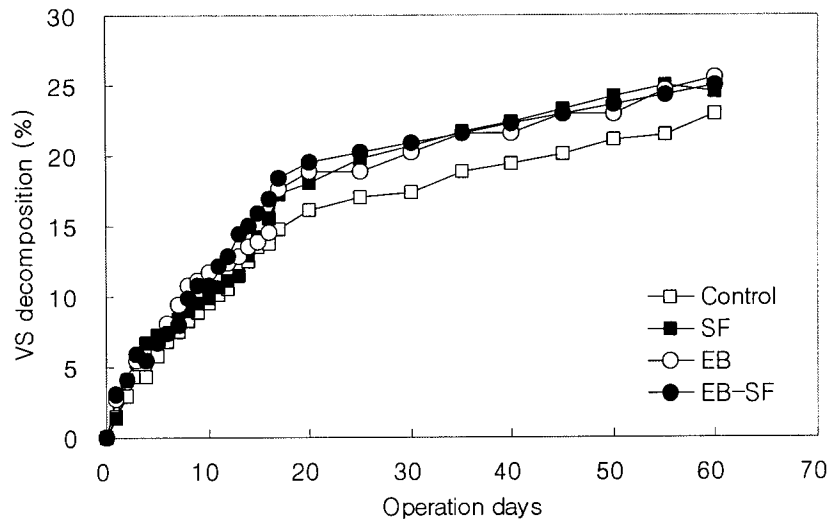


그림 92. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

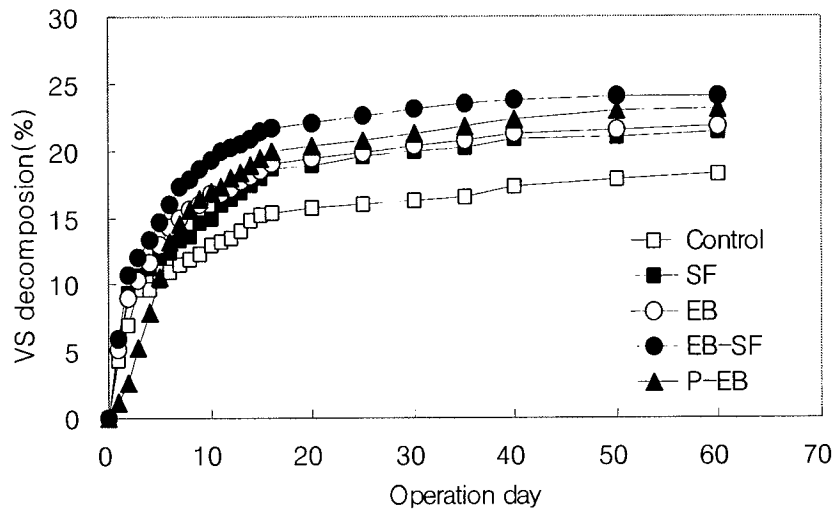


그림 93. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

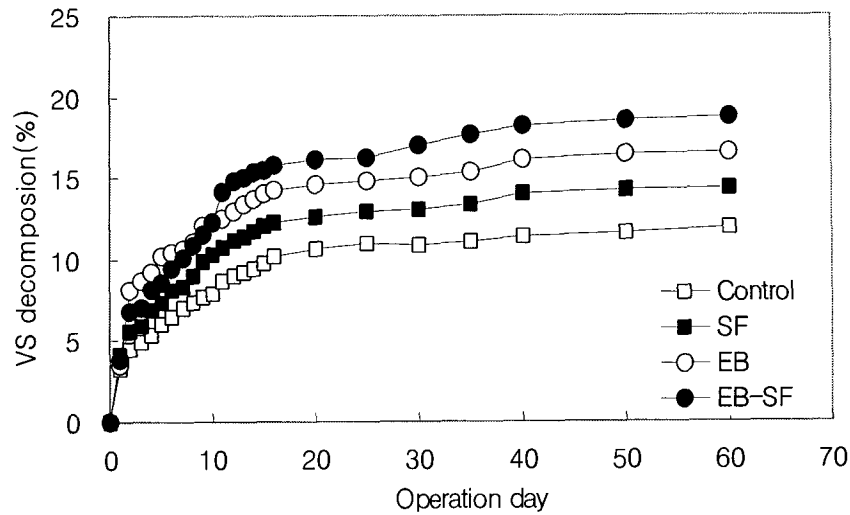


그림 94. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화

(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 95, 그림 96, 그림 97 그리고 그림 98은 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이크 퇴비화의 유기물 분해율을 나타내었다. 그림 95에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 Control 슬러지케이크 퇴비단은 퇴비화 60일후의 분해율이 각각 23%, 18%, 12%를 보였다. Sorghum을 사용한 퇴비단의 경우가 가장 높은 분해율을 나타내었다. Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우는 초기에 활발한 분해가 있었지만 후반부로 가면서 분해가 더디게 일어났다. 퇴비화 초기 20일 동안의 유기물 분해율은 전체의 50~80%를 차지하였다. 따라서 퇴비화시 그 성패는 후기 숙성단계보다 초기단계의 운전 에 따라 좌우된다고 사료된다. 그림 96에 나타낸 바와 같이 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 퇴비화 60일후의 분해율이 각각 25%, 21%, 14%를 보여 Sorghum을 사용한 퇴비단의 경우가 가장 높은 분해율을 보였다. 이는 Control 슬러지케이크 퇴비단에서의 결과와 유사하였다.

그림 97에 나타낸바와 같이 EB 슬러지케이크 퇴비단의 60일후 분해율은 각각

26%, 22%, 17%로 나타났으며 그림 98에 나타낸 바와 같이 EB-SF 슬러지케이
크의 퇴비단의 경우에도 각각 25%, 24%, 19%로 Sorghum을 사용한 퇴비단의 경
우가 가장 높은 유기물 분해율을 보였으며 Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우
가장 낮은 분해율을 보였다. Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 셀룰로오스와
리그닌 성분의 분해가 느리게 일어났기 때문으로 사료된다.

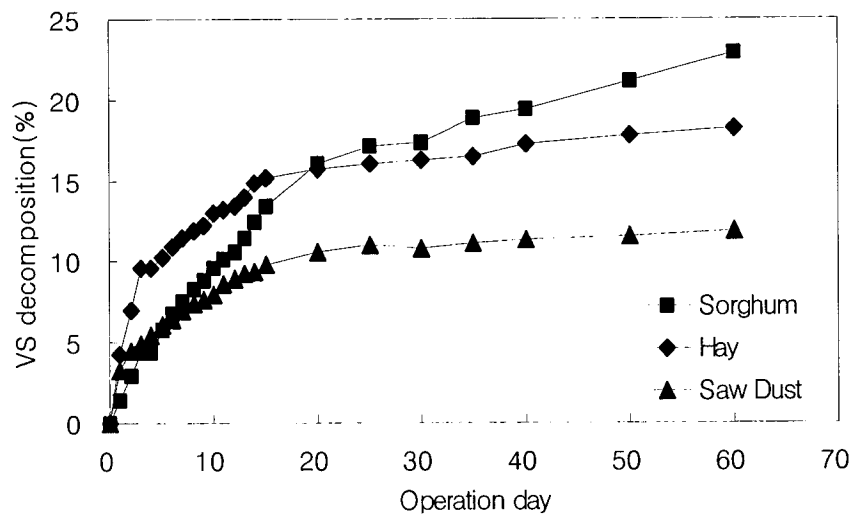


그림 95. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이
크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화

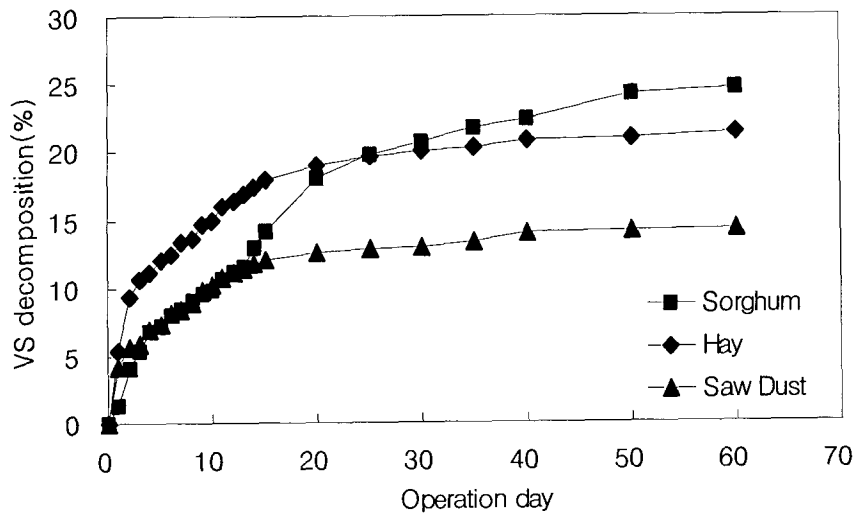


그림 96. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화

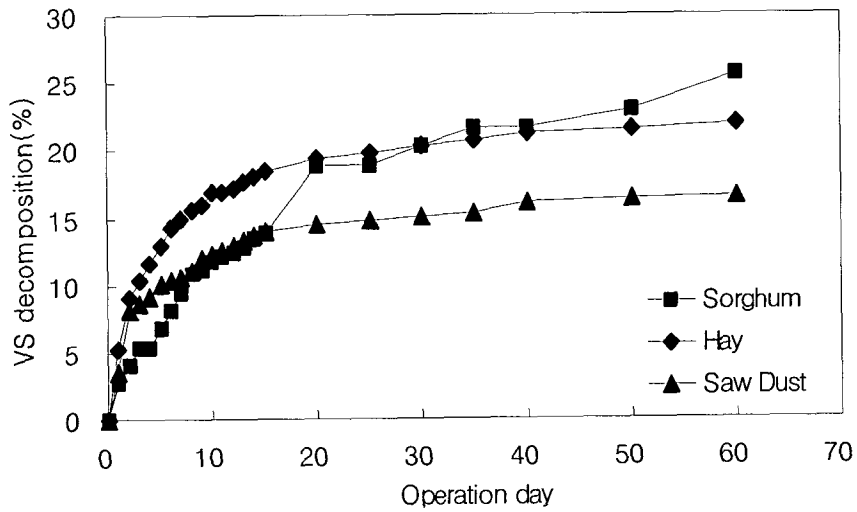


그림 97. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화

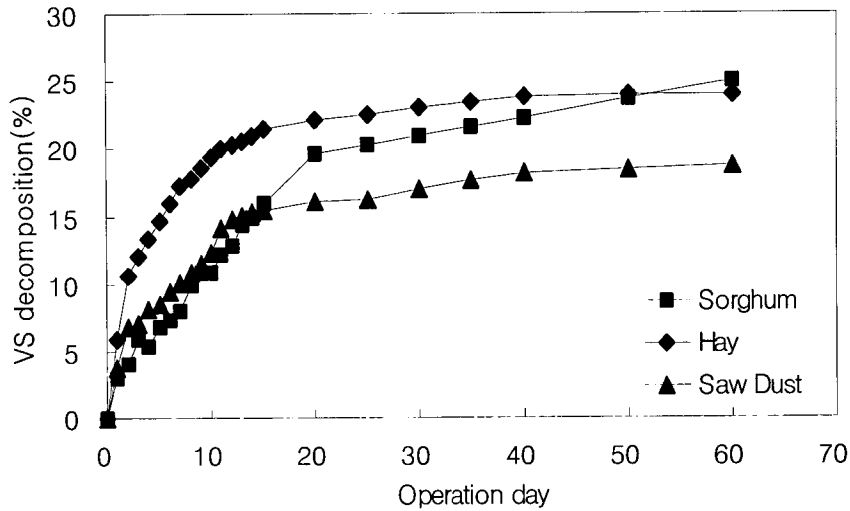


그림 98. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 유기물 분해율 변화

(7) 퇴비숙성도

퇴비화에서 대개 숙성도의 평가는 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio) 비로 하는데 이 값이 0.75이하의 값을 가지면 퇴비화 숙성이 제대로 이루어졌다고 본다. 한편 Jimenez(1989)등은 일련의 실험을 통하여 퇴비화 일수가 120일까지는 0.75이하, 240일까지는 0.55이하이면 퇴비화가 완료되었다고 보고한 바 있다³⁷⁾.

그림 99는 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 퇴비숙성도를 나타내었다. 그림에 나타난 바와 같이 퇴비화 20일 진행 후 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비는 각각 0.64, 0.55, 0.59, 0.56으로 나타나 Control 슬러지케이크 퇴비단에 비해 전자선 조사를 실시한 EB 슬러지케이크 및 탈수보조제를 첨가한 SF 슬러지케이크 퇴비단의 숙성이 효율적으로 이루어졌음을 알 수 있다. 또한 SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크의 퇴비단의 경우 숙성도 판단 기준치인 0.75 이하의 범위에 드는데 약 7일이 소요된데 반해 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 10일이 걸려 3일정도 느린 부숙 속도를 보였다.

또한 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비가 0.60에 도달되는 기간은 각각 30일, 15일, 20일, 17일로 나타났다. 따라서 하수슬러지에 전자선을 조사 할 경우 부숙 기간을 단축시킬 수 있으며 탈수보조제 첨가는 부숙기간에 영향을 주지 않는 것으로 사료된다. 단 퇴비화가 장기간(60일) 경과시 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비가 각각 0.56, 0.52, 0.54, 0.53으로 나타나 각 퇴비단 별로 숙성도에 있어서는 큰 차이가 나지 않았다.

그림 100은 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화 과정에서의 퇴비숙성도를 나타내었다. (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비는 5가지 종류 슬러지케이크 퇴비단 모두 퇴비화 Setting 후 50일 경과시 0.70이하의 값으로 퇴비의 숙성이 이루어졌으나 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 0.75이하의 범위 내에 들었다하더라도 상대적으로 타 퇴비단에 비해 퇴비화 효율이 떨어지는 것으로 나타났다.

그림 101은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 퇴비숙성도를 나타내었다. 그림에 나타낸 바와 같이 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비는 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 퇴비화 60일후의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비가 0.73으로 타 퇴비단의 약 0.68에 비해 부숙 정도가 느린 것을 알 수 있다. 이와 같은 결과를 통해 하수슬러지에 방사선 조사를 할 경우 퇴비의 숙성이 가속 될 것으로 사료된다.

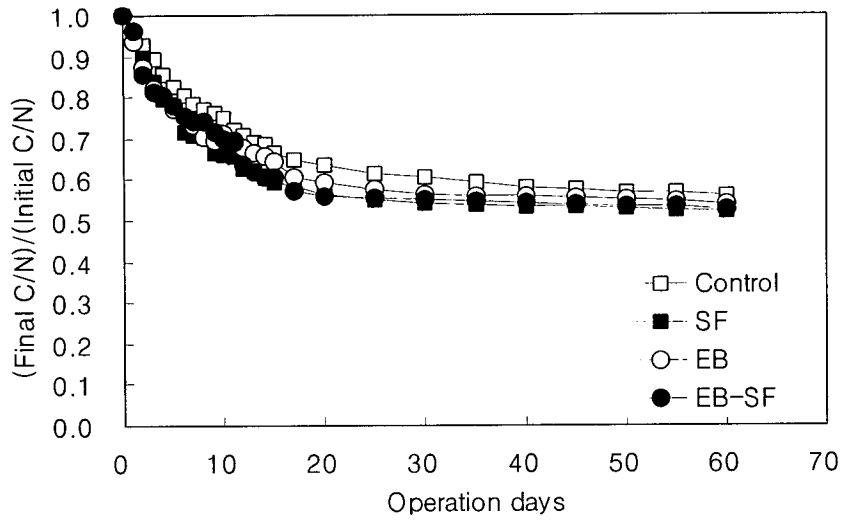


그림 99. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 퇴비화 속성도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

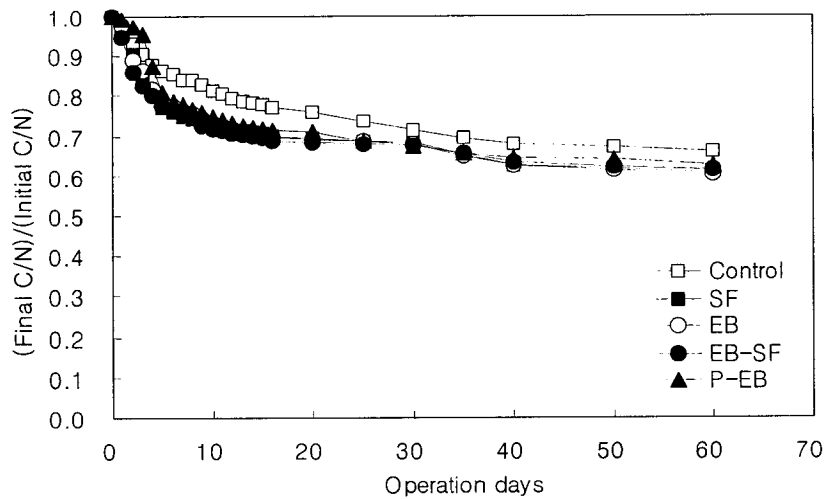


그림 100. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 퇴비화 속성도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

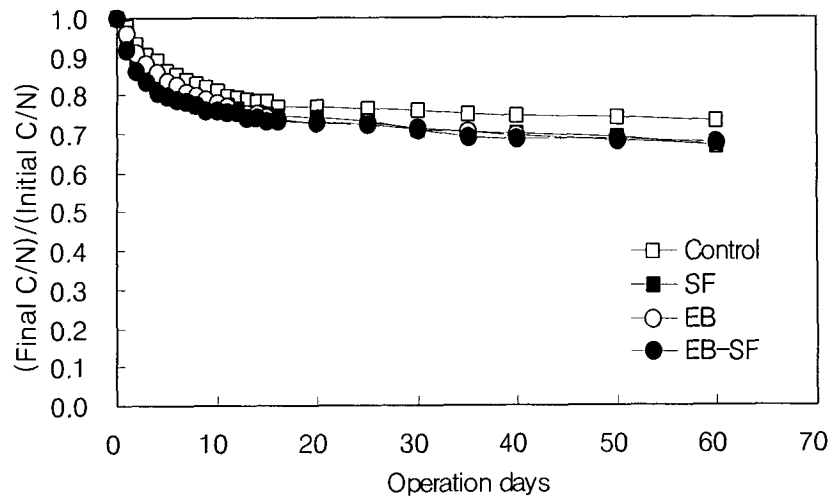


그림 101. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 퇴비화 숙성도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 102, 그림 103, 그림 104 그리고 그림 105는 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이크 퇴비화의 부숙정도를 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비 변화로 나타내었다. Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 그림 102에서 알 수 있듯이 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비의 값이 퇴비화 10일 만에 0.75까지 낮아져 퇴비숙성이 가장 빠르게 일어난 것으로 나타났으며, 퇴비화 60일 정도에는 0.56의 수치를 보여 원활한 숙성이 이루어진 것으로 나타났다. Bulking Agent로 Hay와 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우는 퇴비화 60일 후의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비가 각각 0.66, 0.73 이었다. 세가지 Bulking Agent 따른 퇴비화 60일후의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비는 모두 0.75이하로 퇴비 숙성이 정상적으로 이루어졌지만 상대적으로 Sorghum 사용한 퇴비단이 숙성도가 가장 빠르며 효율 또한 높은 것으로 나타났다.

Sorghum, Hay, Saw Dust를 Bulking Agent로 이용한 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 그림 103에 나타낸바와 같이 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비의 값이 0.75이하로 되기까지 소요되는 시간은 각각 6일, 7일, 15일 이었으며, 이를

통해 Control 슬러지케이크 퇴비단과 마찬가지로 Sorghum을 Bulking Agent로 이용한 퇴비단이 가장 빠른 숙성도를 나타냈다. 또한 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비화 60일후의 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비의 값도 각각 0.52, 0.61, 0.67로 나타나 Sorghum 사용한 퇴비단이 가장 낮게 나타나 가장 퇴비화 숙성 효율이 좋은 것으로 나타났다.

그림 104에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 이용한 EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비의 값이 0.75이하로 내려가는데 걸리는 기간이 각각 6일, 8일, 13일이 소요되었으며 60일 경과시에는 각각 0.54, 0.60, 0.67로 나타나 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우와 유사한 경향을 나타냈다.

그림 105에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 이용한 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비의 값이 0.75이하로 내려가는데 걸리는 기간이 각각 7일, 7일, 11일이 소요되었으며 60일 경과시에는 각각 0.53, 0.61, 0.68로 나타났다. 위의 실험을 통해 4가지 종류의 슬러지케이크 퇴비화에 있어 가장 효율적인 Bulking Agent는 Sorghum임을 알 수 있다. 한편, Hay의 경우 Sorghum 보다 효율이 좋을 것이라 예상했으나 Sorghum에 비해 약간 저조 했는데 이는 Hay의 수집시기가 가을철인 점을 감안할 때 Hay내 생분해 유기물 함량이 크게 감소하였기 때문이라 사료된다.

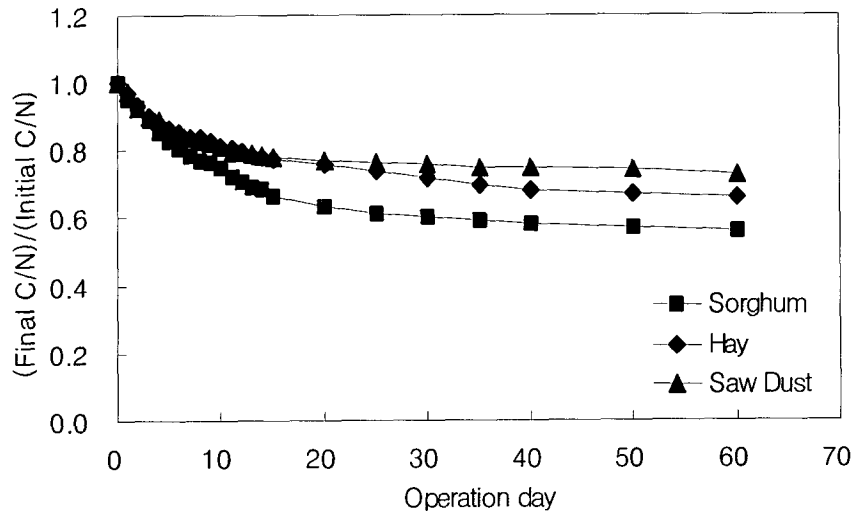


그림 102. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크
퇴비화과정에서의 퇴비 숙성도 변화

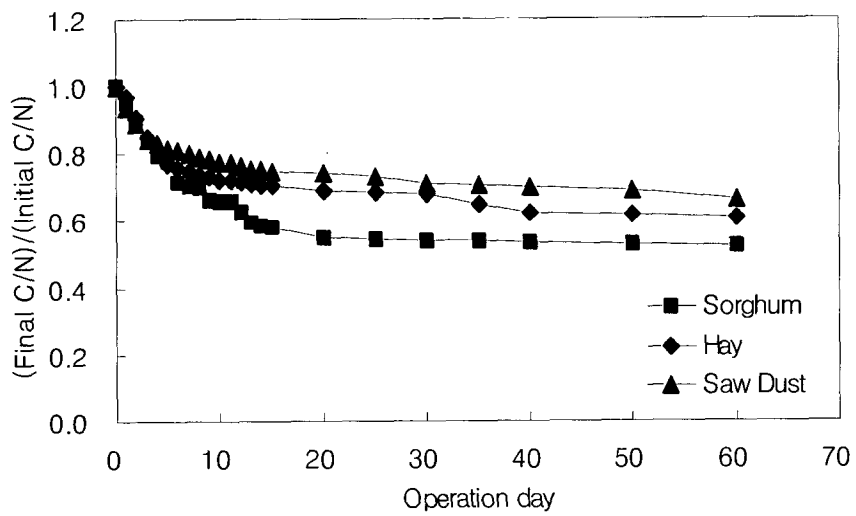


그림 103. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크
퇴비화과정에서의 퇴비 숙성도 변화

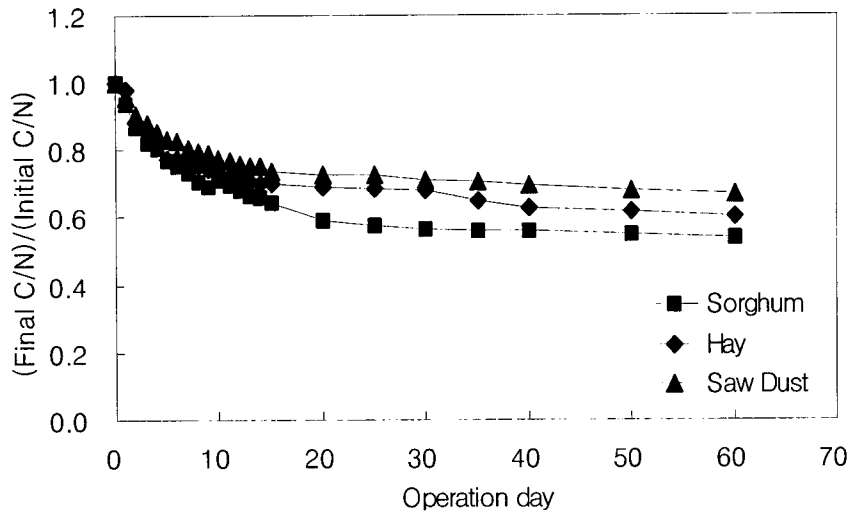


그림 104. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 퇴비 숙성도 변화

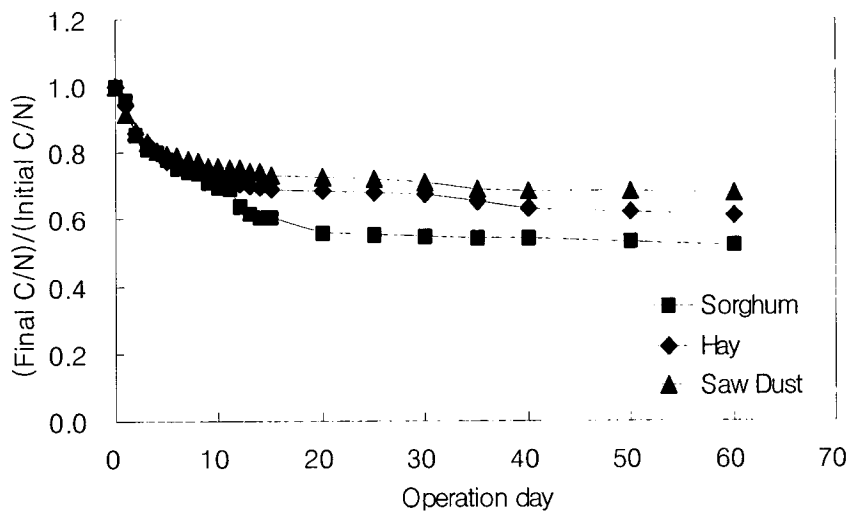


그림 105. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 퇴비 숙성도 변화

(8) 휘발성 지방산 (Volatile Fatty Acid, VFA)

퇴비화 과정에서 유기물이 분해될 때 생성되는 휘발성 유기지방산은 pH 하강과 밀접한 관계가 있으며, 최종 퇴비내 VFA는 작물 뿌리의 성장에 악영향을 미치게 된다. 최종퇴비에서의 VFA 성분분석을 통해 최종퇴비의 안전성을 평가하였다.

그림 106은 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화를 나타낸 것으로 퇴비화 과정 중 VFA 농도변화는 Control 슬러지케이이크 퇴비단과 전자선 조사 및 탈수보조제를 주입한 SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 비교시 큰 차이가 없었다. 퇴비단의 전체적인 경향은 초기에 활발한 유기물 분해 반응에 의해 VFA의 농도가 높아질 것으로 예상되었으나 후속 분해반응에 의해 VFA의 축적 현상은 나타나지 않았다. 반응이 진행됨에 따라 VFA의 소모 및 발생량 감소로 인하여 15일 이후에는 4가지 종류 슬러지케이이크 퇴비단의 VFA가 50 mg/L as C₂ 까지 감소하였으며 퇴비화 60일후 VFA 농도는 약 20 mg/L as C₂ 이하의 낮은 농도를 나타냈다. 이에 VFA 축적으로 인한 퇴비화 저해 반응은 나타나지 않은 것으로 판단되며, 최종퇴비의 토양 살포시에도 식물에 독성을 유발하지 않을 것으로 사료된다.

그림 107은 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화 나타낸 것으로 VFA 농도는 유기물의 분해가 활발한 초기단계에서 높았다가 나중단계로 갈수록 감소하였다. 모든 퇴비단에서 퇴비화 20일후 VFA의 발생량이 약 20 mg/L as C₂ 이하의 값을 보였으며 퇴비화 60일후의 VFA 농도는 약 10 mg/L as C₂ 이하의 낮은 수치를 보였다. Control 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 초기의 VFA 농도가 타 퇴비단에 비해 낮은 수치를 보였는데 이는 타 퇴비단에 비해 초기의 활발한 분해활동이 상대적으로 약한 것에 기인한 결과라 사료된다. 이후 과정에서는 VFA가 약 40 mg/L as C₂로 유지되어 타 퇴비단과 경향은 유사하였으나 타 퇴비단의 약 20 mg/L as C₂ 이하에 비해 상대적으로 높게 유지되었다.

그림 108은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크의

퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화 나타낸 것으로 전체적인 VFA의 농도는 퇴비화 초기에는 높았으나 약 20일 후부터 10 mg/L as C₂ 이하로 유지 되었고 그 변화가 미미하였다. Control 슬러지케이이크와 EB 슬러지케이이크 퇴비단에 비해 SF 슬러지케이이크와 EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단이 초기 VFA 농도가 높게 나타났지만 10일 이후로는 4가지 종류의 퇴비단이 비슷한 경향을 나타냈다. Saw Dust를 Bulking Agent로 이용한 퇴비단의 경우 퇴비단 안에서 슬러지만이 분해가 일어나고 Saw Dust는 분해가 거의 일어나지 않기 때문에 다른 Bulking Agent를 넣은 경우보다 VFA 농도가 낮게 나타난 것으로 사료된다. 최종 숙성 퇴비의 VFA 농도는 모든 퇴비단에서 5 mg/L as C₂ 이하로 나타났다.

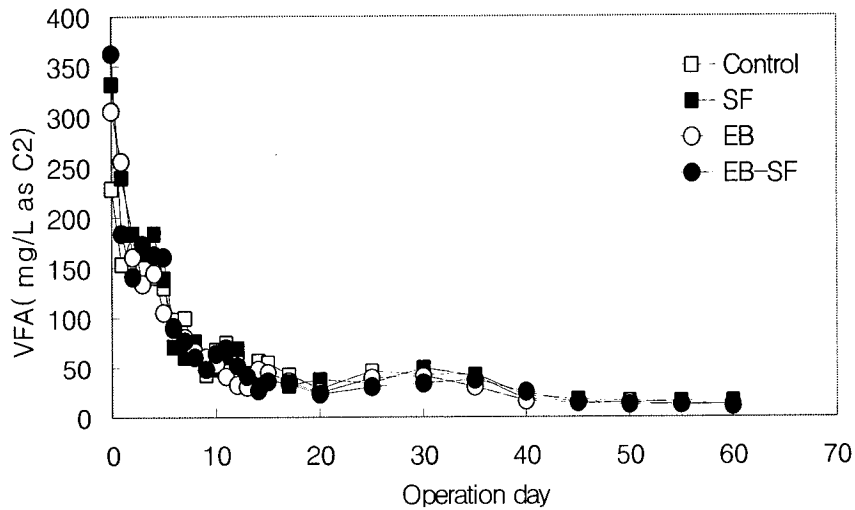


그림 106. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이이크 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

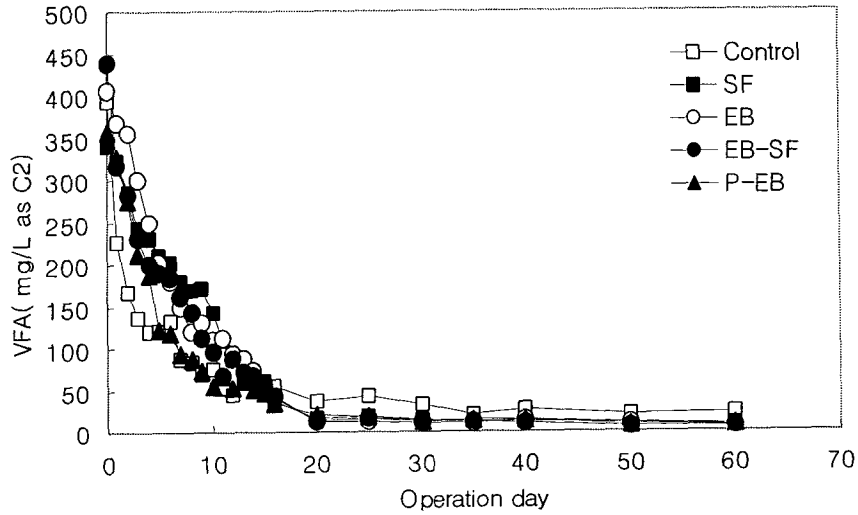


그림 107. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

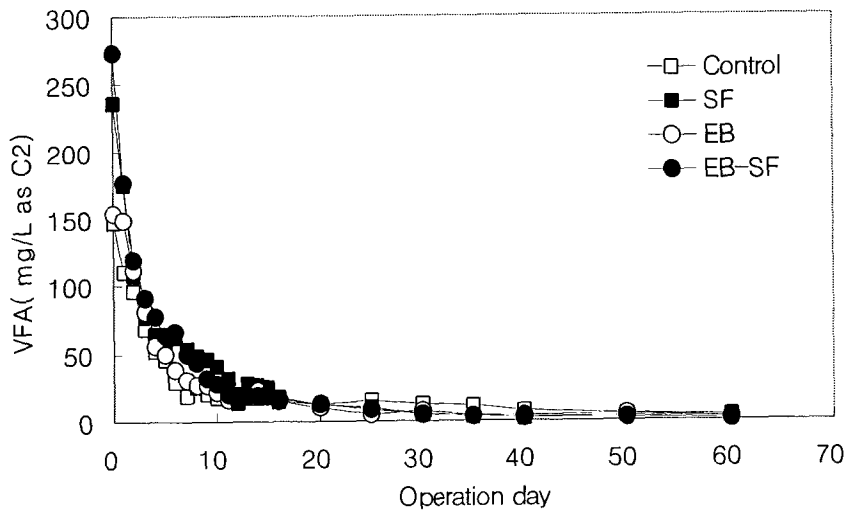


그림 108. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 109, 그림 110, 그림 111 그리고 그림 112는 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을때 각 슬러지케이크 퇴비화의 VFA 농도 변화를 나타내었다. 그림 109에 나타낸 바와 같이 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 VFA의 농도는 퇴비화 초기에 높게 나타났지만 퇴비화 20일 이후에는 평균 50 mg/L as C₂ 이하로 나타났다. 따라서 퇴비단내 대부분의 생분해성 유기탄소화합물의 분해가 이루어져 퇴비화 반응이 종반에 접어든 것으로 판단되어 VFA에 의한 식물 독성은 거의 없을 것으로 사료된다. 퇴비화반응 초기의 VFA 농도는 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 각각 230, 394, 148 mg/L as C₂ 이었으며 퇴비화 60일 후에 각각 12, 22, 4 mg/L as C₂ 로 감소하였다. 전반적으로 Saw Dust를 사용한 퇴비단의 경우 VFA 농도가 타 Bulking Agent를 사용한 퇴비단보다 낮게 나타났다.

그림 110에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 초기 VFA 농도는 각각 332, 342, 237 mg/L as C₂이었으며 약 2주후에 50 mg/L as C₂ 정도로 낮아졌다. 퇴비화 40일 정도 이후에 20 mg/L as C₂ 이하로 일정하게 유지되었다.

그림 111에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우 퇴비화반응 초기의 VFA 농도는 각각 305, 406, 154 mg/L as C₂ 이었으며 퇴비화 60일 후에는 각각 12.3, 6.8, 3 mg/L as C₂로 감소하였다.

그림 112에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우도 퇴비화반응 초기의 VFA 농도는 각각 362, 438, 273 mg/L as C₂ 이었으며 퇴비화 60일 후에는 각각 12, 7, 2 mg/L as C₂로 감소하였다. 모든 퇴비단이 반응 초기에는 높은 VFA 농도를 보이고 퇴비화 20일정도 후에는 대부분의 유기물이 분해되어 약 50 mg/L as C₂로 VFA 농도가 감소한 것으로 사료된다. Bulking Agent 별로 보면 Hay를 사용한 퇴비화의 경우가 가장 높은 VFA 농도를 보였으며 Sorghum, Saw Dust를 사용한 퇴비화의 순으로 낮은 농도를 나타냈다.

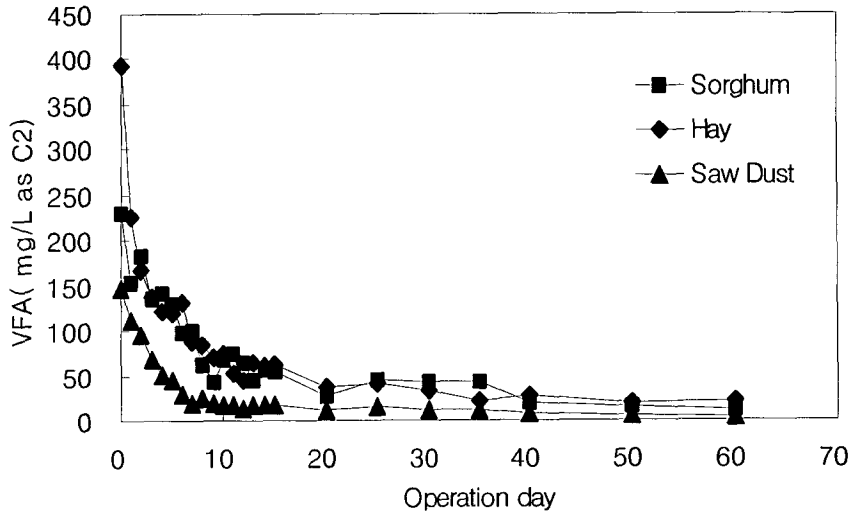


그림 109. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화

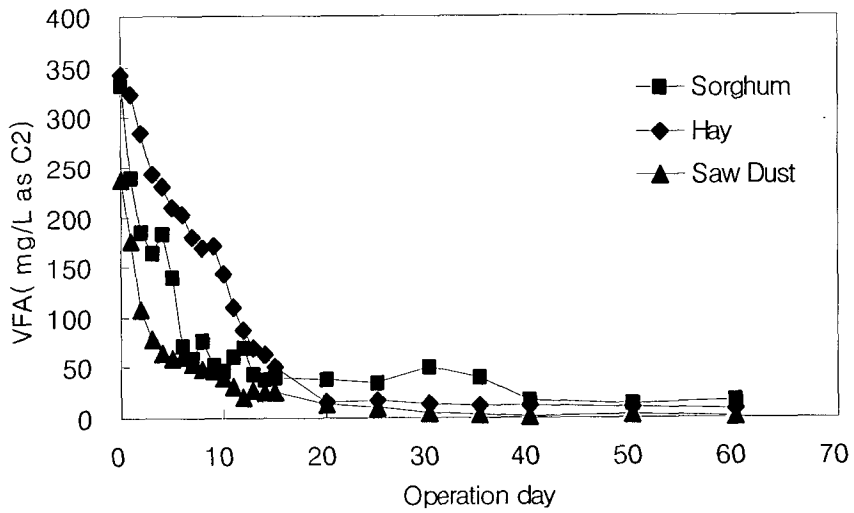


그림 110. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화

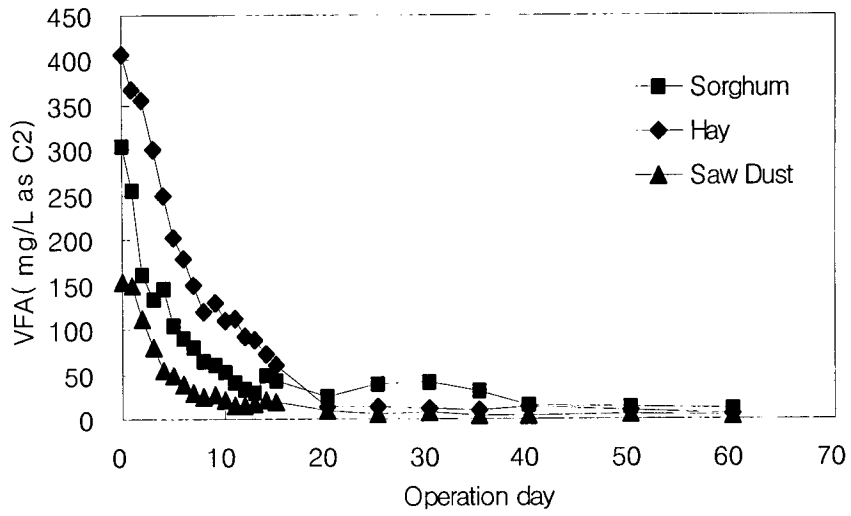


그림 111. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화

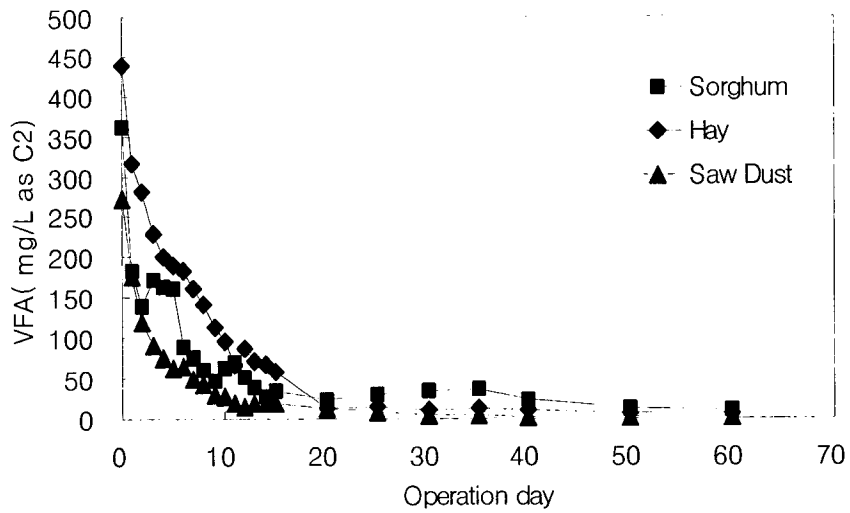


그림 112. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 VFA 농도 변화

(9) 독성물질 발생유무

발효퇴비가 작물에 영양분으로 쓰이기 위해서는 식물의 성장에 관련하여 안전성을 가져야한다. 식물체의 독성을 판단하는 기준은 제대로 정립되어 있지 않으나 발아율(Germination Index, G.I.)을 통하여 퇴비의 독성물질 발생유무를 평가할 수 있다. Zucconi (1981)등은 G.I. 값이 80 이상이면 식물에 독성을 끼치지 않는다고 보고 한 바 있다. 식물 독성을 일으키는 원인은 여러 가지가 있지만 그 중 VFA는 낮은 pH에서 식물뿌리의 지질물질을 용해하기 때문에 매우 강한 독성 물질로 알려져 있다. 퇴비의 식물체에 의한 독성물질 영향을 보기 위하여 상추 및 배추 씨앗을 이용하여 발아실험을 실시하였다. 이를 위해 증류수에 퇴비 시료를 용출시켜 용출된 용액으로 발아 실험을 수행하였다. 그림 113과 그림 114에 발아실험시 씨앗의 모습과 발아후의 모습을 나타냈다.

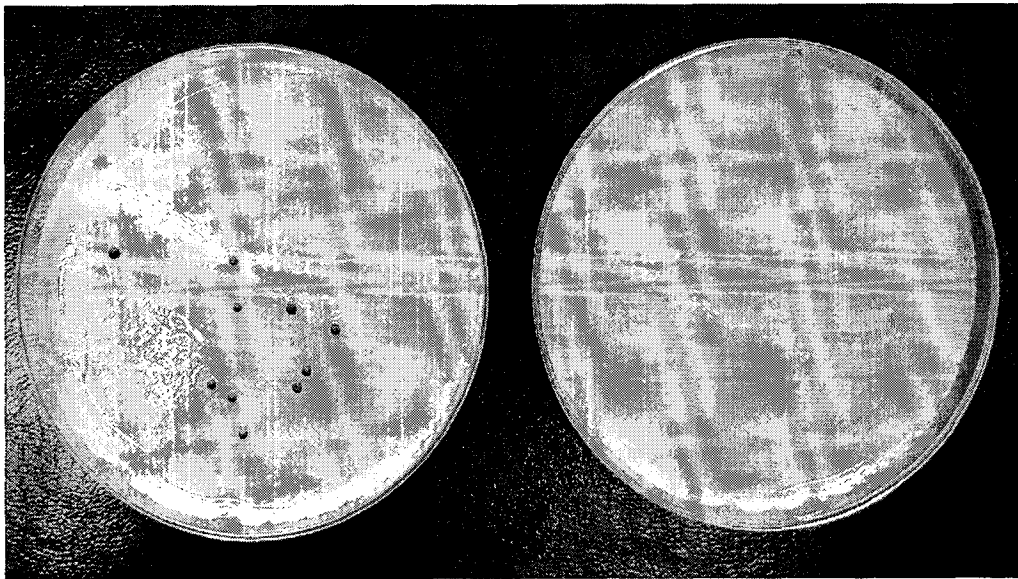


그림 113. 배추씨와 상추씨의 발아실험 전의 모습

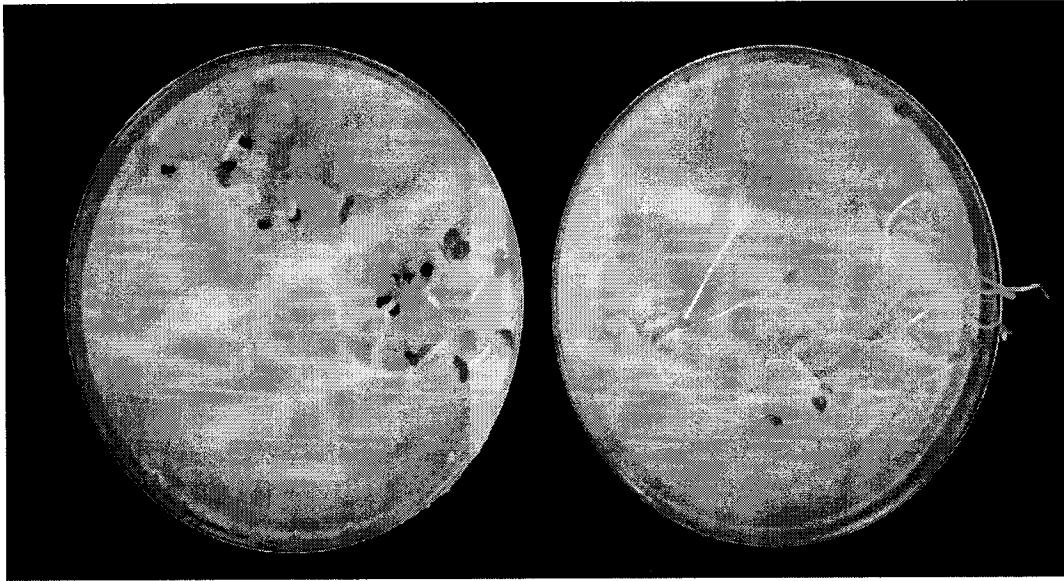


그림 114. 배추씨와 상추씨의 발아실험 후의 모습

그림 115와 그림 116은 Bulking Agent로 Sorghum을 사용한 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화과정에서의 발아율을 나타내었다. 그림 115에 나타낸 바와 같이 배추씨의 발아실험결과 각 퇴비단 별로 뚜렷한 특징을 보였다. EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우 10일경에 약 65정도의 값을 보여 타 퇴비단에 비해 가장 높은 G.I. 값을 보였고 퇴비화 60일 경과시 90의 G.I.값을 보였다. SF 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우는 60일 후 G.I.값이 각각 약 80, 70 정도를 보였으며 Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우는 약 60으로 다른 슬러지케이크 퇴비단에 비해 G.I.값이 크게 떨어지는 것으로 나타났다.

그림 116에 나타낸 바와 같이 상추씨의 발아실험 결과 배추씨와 유사한 경향을 나타냈는데 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 초기 G.I. 값이 약 30에서 최종적으로 약 120이상까지 상승하여 가장 높은 상승률을 나타냈다. EB 슬러지케이크 퇴비단은 초기 55에서 최종 115로 상승하였고 SF 슬러지케이크 퇴비단은 54에서 97까지 상승하였다. Control 슬러지케이크 퇴비단의 경우 45에서 80으로 가장 낮은 상승률을 보였다. 상추씨의 G.I. 값은 모든 퇴비단에서 80 이상으로 나타났지만 각 조건 비교시 EB 슬러지케이크 퇴비단에서 식물 독성이 가장 낮게 나타난 것으로 확인되었다. 배추씨와 상추씨의 발아실험 결과 EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 식물 독성이 제일 낮은 것으로 나타났으며 이는 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가가 탈수케이크의 퇴비화시 부숙퇴비의 품질 및 부숙효과를 높

여줄 수 있음을 시사해 주고 있다. 따라서 퇴비화 후의 부숙 퇴비의 비료 이용시 유용할 것으로 사료된다.

그림 117과 그림 118은 Bulking Agent로 Hay를 사용한 5가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 발아율을 나타내었다. 그림 117에 나타낸 바와 같이 배추씨 발아실험 결과 EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크, P-EB 슬러지케이이크 퇴비단에서 90이상으로 비교적 높은 G.I. 값을 보인 반면, Control 슬러지케이이크과 SF 슬러지케이이크 퇴비단은 각각 70과 80의 G.I. 값을 나타내는데 그쳤다. 모든 퇴비단에서 반응초기에는 VFA 영향으로 인해 G.I. 값이 낮았지만 퇴비화가 진행되면서 VFA 분해로 인한 VFA 독성감소로 G.I.값이 상승한 것으로 판단된다. Control 슬러지케이이크 퇴비단을 제외한 나머지 네조건에서의 퇴비단은 G.I. 값이 80 이상으로 식물독성의 영향이 Control에 비해 적을 것으로 보인다.

그림 118에 나타낸 바와 같이 상추씨 발아실험의 경우 배추씨 발아실험 결과와 유사하게 나타났는데 모든 퇴비단의 G.I. 값이 80 이상을 보여 식물 독성의 영향은 적을 것으로 판단된다. 그러나 Control 슬러지케이이크과 SF 슬러지케이이크의 경우 EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크, P-EB 슬러지케이이크 퇴비단에 비해 상대적으로 낮은 G.I. 값을 보여 탈수보조제 첨가유무 보다는 전자선 조사가 퇴비화에 더 효과적임을 알 수 있다.

그림 119와 그림 120은 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 4가지 종류 슬러지케이이크의 퇴비화과정에서의 발아율을 나타내었다. 그림 119에 나타낸 바와 같이 배추씨 발아실험의 경우 SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단의 G.I. 값이 80 이상이었고 Control 슬러지케이이크 퇴비단의 G.I.값은 74 정도로 나타났다. Zucconi (1981)등의 연구에서 식물 독성은 G.I. 80 이상에서 거의 없다고 한바 Control 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 퇴비화 부숙 기간이 더 필요한 것으로 사료된다.

그림 120에 나타낸 바와 같이 Bulking Agent로 Saw Dust를 사용한 퇴비단의 상추씨 발아실험 결과를 살펴보면 EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크 퇴비단은 99, 88의 G.I. 값을 보인데 반해 Control 슬러지케이이크과 SF 슬러지케이이크 퇴비단은 각각 65와 74로 80 이하의 G.I. 값을 보여 배추씨 발아실험 결

과에서와 같이 EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단에 비해 퇴비화 부속 기간이 더 필요한 것으로 판단된다.

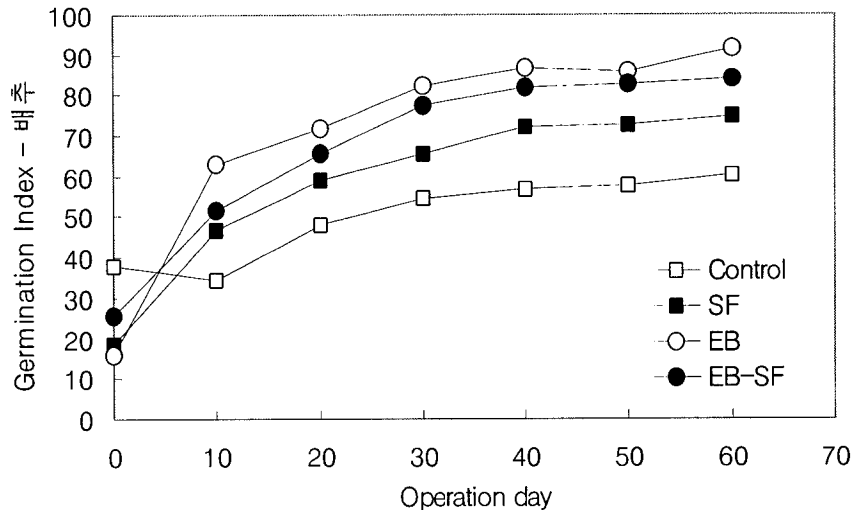


그림 115. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 배추씨의 발아율 변화
(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

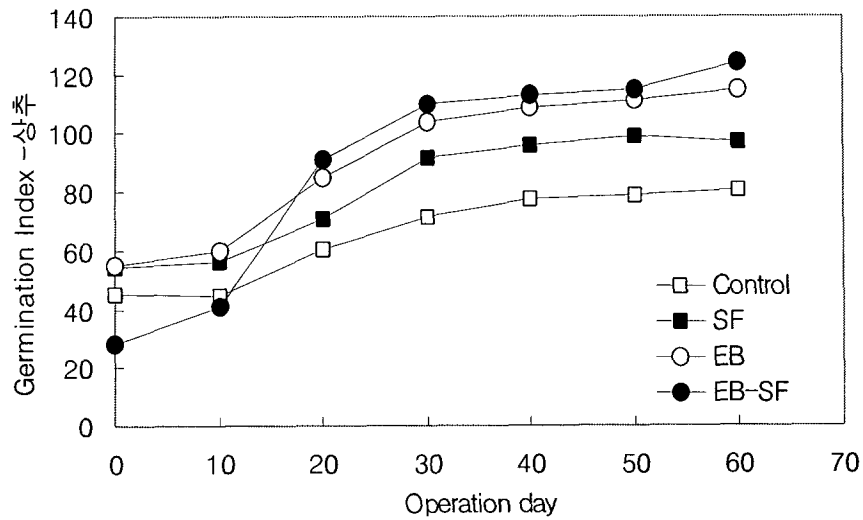


그림 116. Sorghum을 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이커
 퇴비화과정에서의 상추씨의 발아율 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

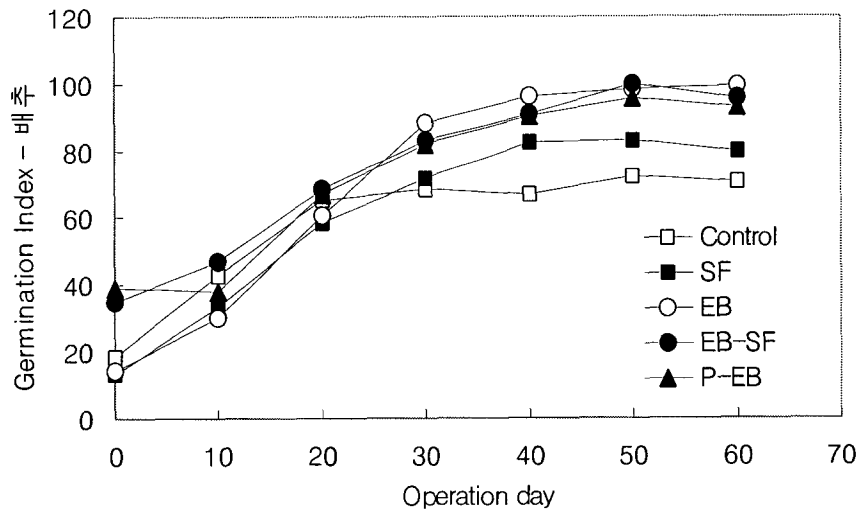


그림 117. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이커
 퇴비화과정에서의 배추씨의 발아율 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

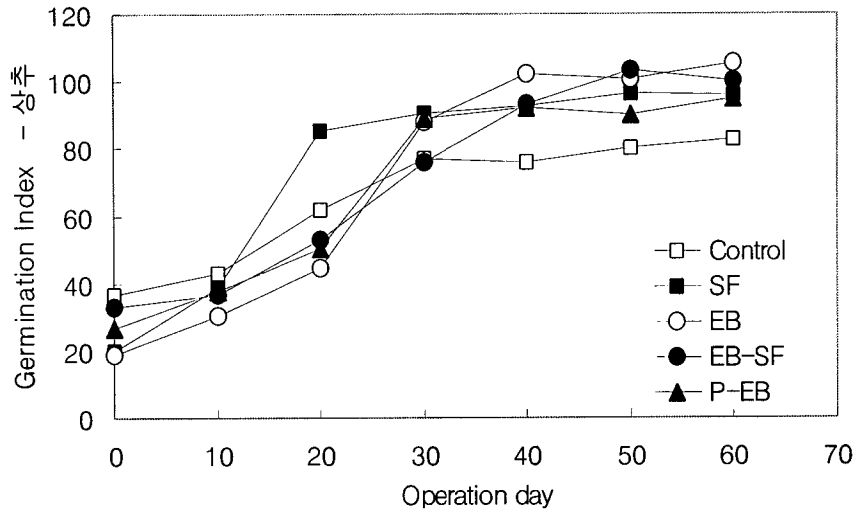


그림 118. Hay를 Bulking Agent로 사용할 때 5가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 상추씨의 발아율 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

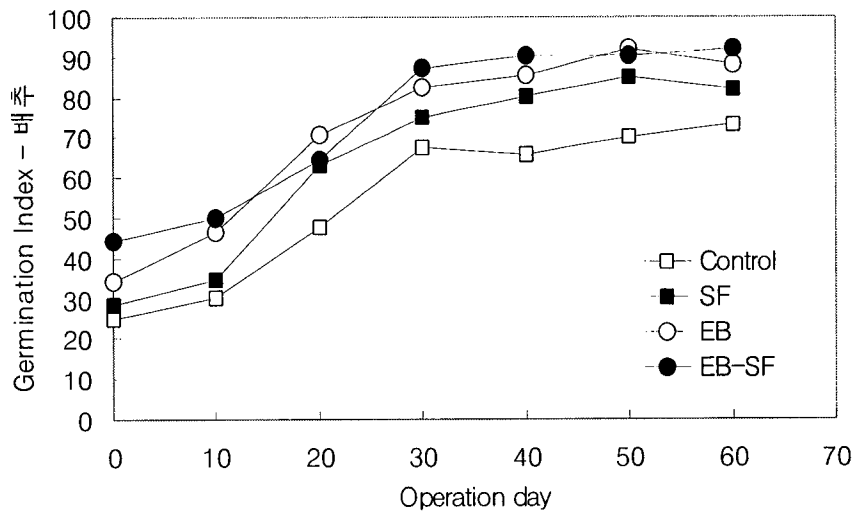


그림 119. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이크
 퇴비화과정에서의 배추씨의 발아율 변화
 (Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미실시, SF: 탈수보조제 첨가,
 EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

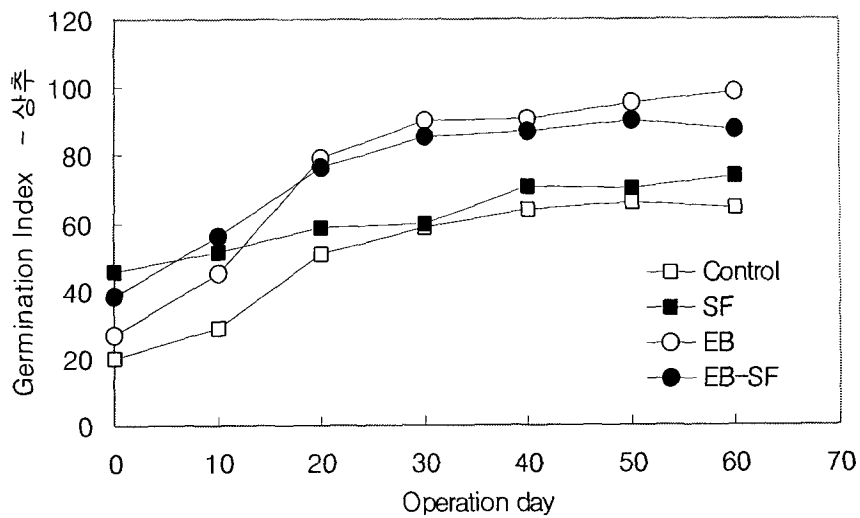


그림 120. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용할 때 4가지 종류 슬러지케이이크 퇴비화과정에서의 상추씨 발아율 변화

(Control: 탈수보조제 및 전자선 조사를 미 실시, SF: 탈수보조제 첨가, EB: 전자선조사, EB-SF: 전자선조사 및 탈수보조제 첨가)

그림 121, 그림 122, 그림 123, 그림 124, 그림 125, 그림 126, 그림 127 그리고 그림 128은 서로 다른 Bulking Agent를 사용하였을 때 각 슬러지케이이크 퇴비화의 독성물질 발생유무 나타내었다. 식물 독성은 독성물질 성분은 다양하나 주로 VFA가 종자의 발아율을 저하시켜 식물의 생장을 저해한다고 알려져 있다. Control 슬러지케이이크 퇴비단의 경우 그림 121에 나타낸 배추씨의 G.I. 수치를 보면 전체적으로 초기값이 40이하였으며 퇴비화 60일 정도에는 60~70 정도의 값을 보였다. Sorghum을 이용한 퇴비단의 경우 최종 G.I. 수치가 60 정도로 초기의 40에 비해 약간 증가하였다. 또한 Saw Dust와 Hay를 이용한 퇴비단의 경우에도 최종 G.I. 수치가 80이하를 보여 식물 독성의 영향이 있을 것으로 사료된다.

그림 122에 나타낸 상추씨의 G.I. 수치를 보면 Bulking Agent로 Saw Dust를 이용한 퇴비단의 경우 퇴비화 60일 후 64 정도였고 Sorghum, Hay를 이용한 퇴비단의 경우는 각각 81과 83의 G.I. 수치를 보였다. Sorghum를 사용한 퇴비단의 경우 60일 정도가 되어서야 80 이상의 값을 나타냈으며 Hay를 사용한 퇴비단의 경우는 퇴비화 50일 경에 80 이상의 수치를 보였다.

Bulking Agent로 Hay와 Saw Dust를 사용한 SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 그림 123에 나타난 배추씨의 G.I. 수치를 보면 퇴비화 40일 경에 G.I. 값이 80 이상을 나타냈다. 그러나 Sorghum을 사용한 퇴비단의 경우는 퇴비화 60일 후에 약 75의 G.I. 값을 보여 약간의 부숙기간이 더 필요한 것으로 사료된다. 그림 124에 나타난 Bulking Agent로 Sorghum, Hay를 사용한 퇴비단의 상추씨의 G.I. 값은 각각 퇴비화 30일, 20일 경에 80 이상을 수치를 보였다. 그러나 Saw Dust를 사용한 퇴비화의 경우 퇴비화 60일 후에도 G.I. 값이 74정도의 값을 보여 약간의 식물독성이 있을 것으로 사료된다.

Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust 사용한 EB 슬러지케이크 퇴비단의 경우 그림 125에 나타난 배추씨의 G.I. 수치를 보면 모두 퇴비화 30일 경에 80 이상의 수치를 보였다. 그림 126에 나타난 상추씨의 경우에도 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비화의 경우 각각 20일, 30일, 30일 경에 80 이상의 수치를 보여 퇴비화의 식물 독성이 미미한 것으로 판단된다. 따라서 EB 슬러지케이크 퇴비단이 Control 슬러지케이크와 SF 슬러지케이크 퇴비단에 비해 상대적으로 짧은 시간 안에 G.I. 수치 80 이상을 나타내어 퇴비화가 가장 활발하게 일어났음을 알 수 있다.

Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 EB-SF 슬러지케이크 퇴비단의 경우 그림 127에 나타난 배추씨의 G.I. 값을 보면 각각 퇴비화 40일, 30일, 30일 경에 80 이상의 값을 보였다. 한편 그림 128에 나타난 Bulking Agent로 Sorghum, Hay, Saw Dust를 사용한 퇴비단의 상추씨의 G.I. 값은 각각 퇴비화 20일, 40일, 30일 경에 80 이상의 값을 보였으며 Sorghum를 사용한 퇴비단의 경우 퇴비화 60일 경에 120정도의 높은 G.I. 값을 보였다.

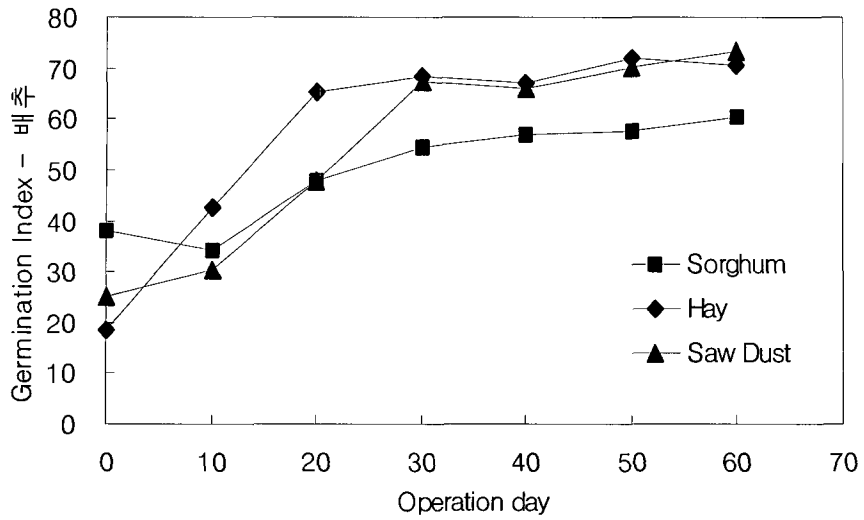


그림 121. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 배추씨 발아율 변화

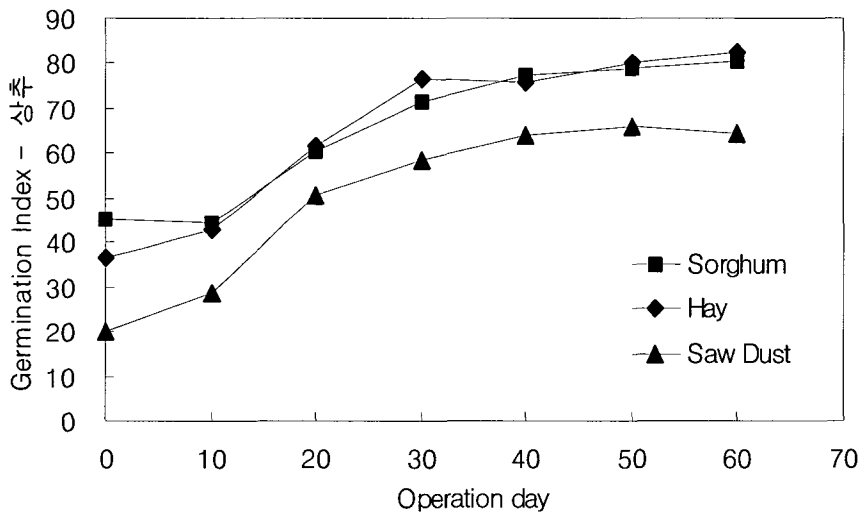


그림 122. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 Control 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 상추씨 발아율 변화

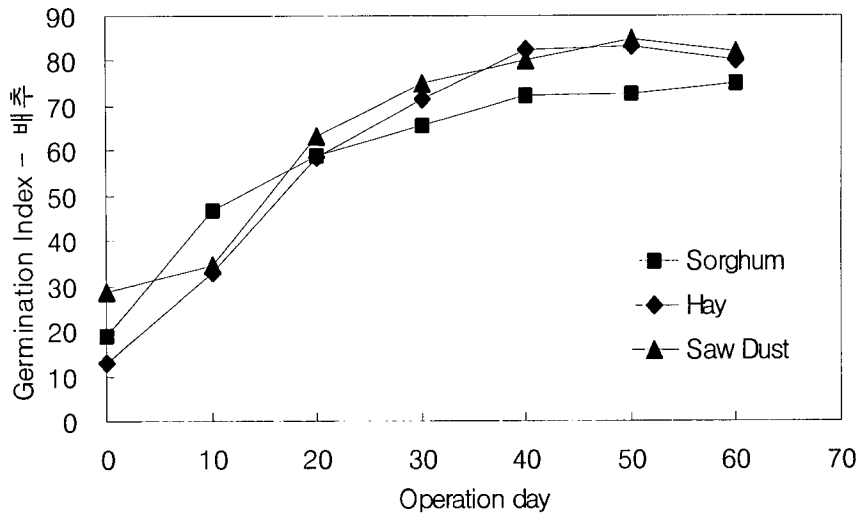


그림 123. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 배추씨 발아율 변화

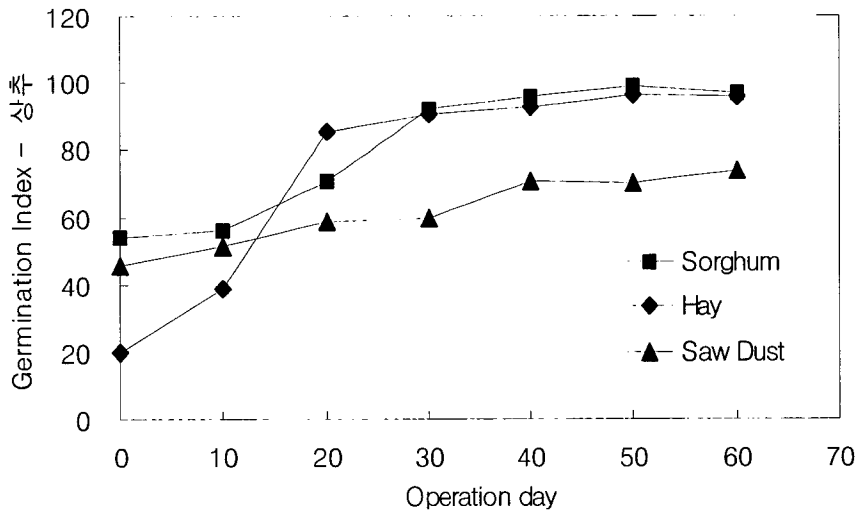


그림 124. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 상추씨 발아율 변화

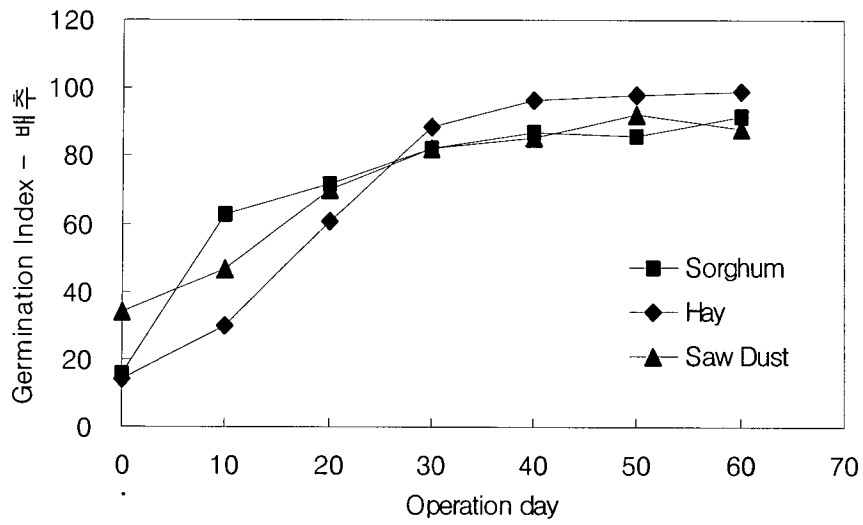


그림 125. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 배추씨 발아율 변화

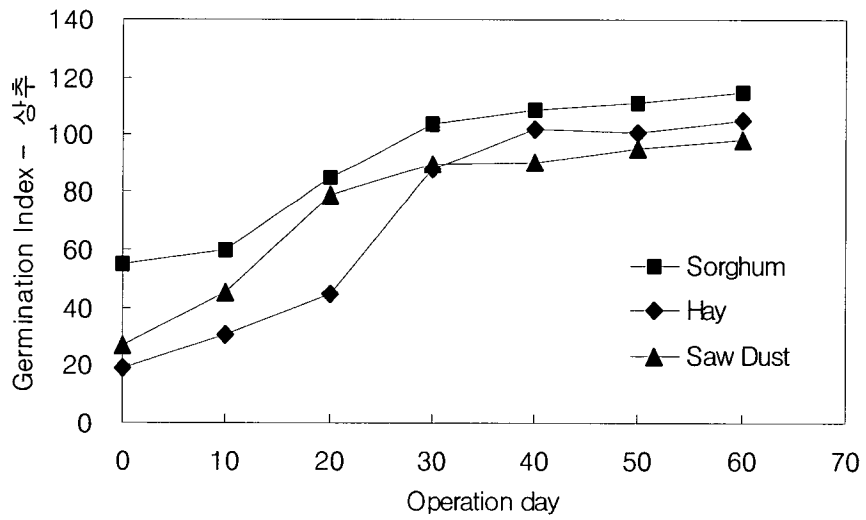


그림 126. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 상추씨 발아율 변화

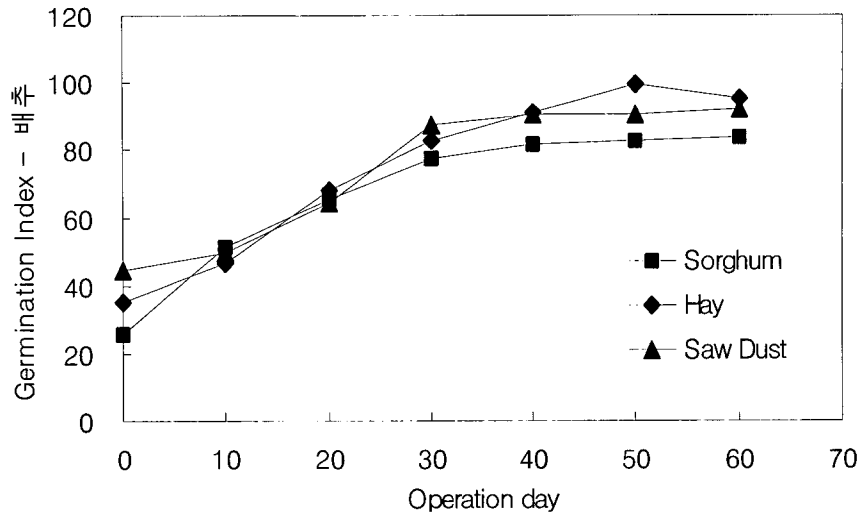


그림 127. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 배추씨 발아율 변화

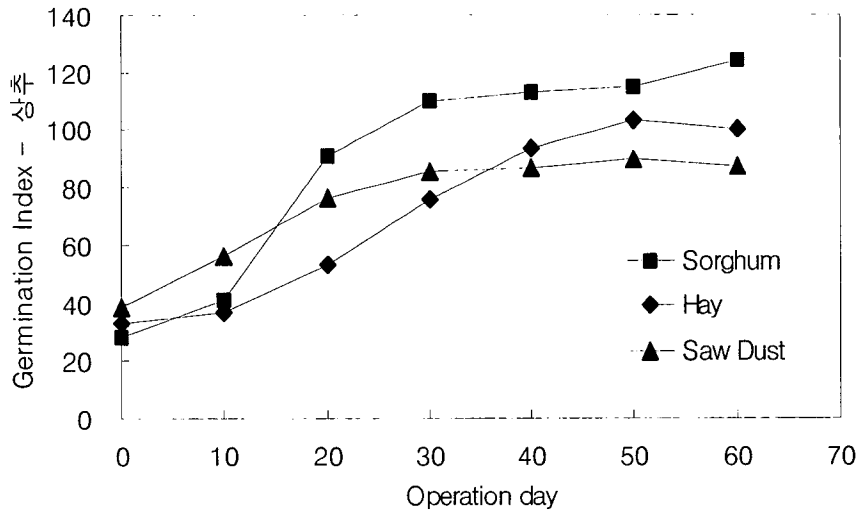


그림 128. 서로 다른 Bulking Agent를 사용할 경우 EB-SF 슬러지케이크 퇴비화과정에서의 상추씨 발아율 변화

다. 발효퇴비의 성분 분석

농림부의 퇴비 공정규격에 의하면 부산물 비료의 경우 유기물이 25% 이상, 비소 50mg/kg 이하, 카드뮴 5mg/kg 이하, 수은 2mg/kg 이하, 납 150mg/kg 이하, 크롬 300mg/kg 이하, 구리 500mg/kg, 니켈 50mg/kg 이하, 아연 900 mg/kg 이하로 규정하고 있으며, 기타 규격으로 유기물/질소 50이하, NaCl 1%이하로 규정하고 있다. 부산물 비료 기준외의 항목으로 중금속으로는 K, Fe, Al와 일반항목으로 양이온치환능력(CEC)등을 측정하여 평가 하였다. Inoke(1979) 등은 짚과 축분은 퇴비화가 진행됨에 따라서 양이온치환능력이 점차 증가한다고 하였다³⁸⁾. 또 Harada(1980)등은 양이온치환능력과 퇴비의 부숙 정도가 관련성이 있다고 보고한 바 있다³⁹⁾.

(1) 퇴비화 Bulking Agent로서의 Sorghum의 이용

표 34와 표 35는 4가지 종류 탈수케이크의 퇴비화시 60일 후의 발효퇴비의 성분 분석 결과를 나타낸 결과로써 본 퇴비화 실험에서 제조된 최종 퇴비 생산물과 국내 부산물 비료 공정규격과 비교시 모든 항목에서 기준이하의 양호한 수치를 나타내었다. Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비는 중금속 함량 및 염분농도와 C/N비, 함수율에서 모두 비슷한 수치를 나타냈다. Hg의 경우 4가지 조건의 퇴비화에 있어 0.001 mg/kg 이하의 값을 보여 안전하였다.

양이온치환능력(CEC)은 EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 51.7 cmol/kg로 가장 높은 값을 보인 반면 Control 슬러지케이크 퇴비의 경우 40.4 cmol/kg 정도로 가장 낮은 값을 보였으며 SF 슬러지케이크와 EB 슬러지케이크 퇴비는 각각 50.3, 46.0 cmol/kg의 값을 나타냈다. 상대적으로 EB-SF 슬러지케이크 퇴비가 Control 슬러지케이크 퇴비에 비해 높은 양이온치환능력을 보여 퇴비화 부숙 정도가 우수한 것을 알 수 있다. NaCl의 함량은 각 퇴비에서 0.1%이하로 측정되어 기준치 1%이하를 만족하는 양호한 수치를 보였다. C/N Ratio는 각 4가지 종류 슬러지케이크 퇴비단이 약 20 이하의 값을 보여 기준치 50 이하를 만족하였다.

표 34. Sorghum을 Bulking Agent로 사용한 4가지 종류 슬러지케이크 발효퇴비의 중금속 함량

Items		Hg	Cd	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Zn	K	Fe	Al
Compost	Control	N.D.	0.001	0.11	0.22	0.15	0.28	0.03	0.56	6.18	22.62	37.27
	SF	N.D.	0.001	0.04	0.24	0.14	0.22	0.02	0.47	6.63	14.33	27.34
	EB	N.D.	0.001	0.05	0.20	0.13	0.30	0.02	0.59	14.84	25.67	37.23
	EB-SF	0.001	0.001	0.04	0.28	0.14	0.16	0.02	0.42	5.97	10.84	18.94
Guide Line for Fertilizer		<2	<5	<150	<50	<300	<500	<50	<900	-	-	-

(단위: mg/kg 건조 중량 기준)

표 35. Sorghum을 Bulking Agent로 사용한 4가지 종류 슬러지케이크 발효퇴비의 기타 항목 함량

Items		O.M(%)	O.M/N Ratio	Water Content(%)	NaCl(%)	CEC (cmol _e /kg)
Compost	Control	29.6	19.4	44.8	0.08	40.4
	SF	31.0	18.1	46.2	0.09	50.3
	EB	30.6	18.6	45.7	0.05	46.0
	EB-SF	30.8	18.2	46.0	0.06	51.7
Guide Line for Fertilizer		> 25	<50	<50%	<1.0%	-

(2) 퇴비화 Bulking Agent로서의 Hay의 이용

표 36, 표 37은 최종 생산된 퇴비의 함수율과 유기물, 질소, 중금속 함량 등을 측정된 결과이다. 본 퇴비화 실험에서 제조된 최종 퇴비 생산물과 국내 부산물 비료 공정규격과 비교해보면 모든 항목에서 기준치에 비해 매우 미미한 수치를 보이고 있다. 특히 Control 슬러지케이이크, SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크, P-EB 슬러지케이이크 퇴비단 각 반응조의 중금속 함량은 기준치에 비해 아주 작은 값을 보였다. 수분함량은 약 40%정도를 보였으며 유기물 함량은 30% 이상을 보여 부산물비료로 사용하기에 무리가 없을 것으로 본다. 양이온교환능력은 Control 슬러지케이이크, SF 슬러지케이이크, EB 슬러지케이이크, EB-SF 슬러지케이이크, P-EB 슬러지케이이크 퇴비가 각각 47.0, 52.3, 49.7, 54.3, 63.0 cmol/kg의 수치를 보였다. 특히 P-EB 슬러지케이이크의 퇴비의 경우 Control 슬러지케이이크 퇴비에 비해 상대적으로 큰 차이를 보여 상대적 효율이 높은 것으로 나타났다.

표 36. Hay를 Bulking Agent로 사용한 5가지 종류 슬러지케이이크 발효퇴비의 중금속 함량

Items		Hg	Cd	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Zn	K	Fe	Al
Compost	Control	ND	0.002	0.05	0.54	0.06	0.23	0.02	0.46	9.56	5.36	15.91
	SF	ND	0.001	0.02	0.32	0.04	0.13	0.01	0.26	5.87	5.08	7.96
	EB	ND	0.001	0.03	0.35	0.05	0.15	0.01	0.30	5.45	6.22	10.65
	EB-SF	ND	0.001	0.02	0.30	0.04	0.12	0.01	0.25	5.60	4.73	7.55
	P-EB	ND	0.001	0.02	0.29	0.04	0.13	0.01	0.27	5.18	4.95	8.54
Guide Line for Fertilizer		<2	<5	<150	<50	<300	<500	<50	<900	-	-	-

(단위: mg/kg 건조 중량 기준)

표 37. Hay를 Bulking Agent로 사용한 5가지 종류 슬러지케이크 발효퇴비의 기타 항목 함량

Items		O.M(%)	O.M/N Ratio	Water Content(%)	NaCl(%)	CEC (cmol _e /kg)
Compost	Control	34.2	18.5	43.7	0.18	47.0
	SF	32.8	16.7	44.1	0.13	52.3
	EB	33.4	16.3	44.3	0.13	49.7
	EB-SF	31.7	15.8	42.0	0.13	54.3
	P-EB	32.0	17.6	41.3	0.16	63.0
Guide Line for Fertilizer		> 25	<50	<50%	<1.0%	-

(3) 퇴비화 Bulking Agent로서의 Saw Dust의 이용

표 38과 표 39는 최종 생산된 퇴비의 함수율과 유기물, 질소, 중금속 함량 등을 측정한 결과이다. Bulking Agent로 Saw Dust를 이용한 퇴비화에서도 Sorghum과 Hay를 이용한 퇴비화와 마찬가지로 퇴비화시료 분석 결과와 국내 부산물 비료 공정규격을 비교해보면 모든 항목에게 기준에 맞는 양호한 수치로 나타내고 있다.

Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비단 각 반응조의 중금속 함량은 Bulking Agent로 Sorghum과 Hay를 이용한 퇴비단과 비슷한 중금속 함량을 나타냈고 염분농도와 함수율에서도 모두 비슷한 수치를 보였다.

양이온교환능력은 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비가 각각 32.0, 35.7, 32.3, 39.0 cmol/kg의 수치를 보여 각 퇴비별로 그 차이가 크지 않게 나타났다.

표 38. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용한 4가지 종류 슬러지케이크 발효퇴비의 중금속 함량

Items		Hg	Cd	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Zn	K	Fe	Al
Compost	Control	ND	0.002	0.04	0.50	0.06	0.30	0.02	0.44	2.81	8.14	16.42
	SF	ND	0.001	0.03	0.76	0.07	0.12	0.02	0.33	2.31	7.09	10.81
	EB	ND	0.002	0.05	0.44	0.05	0.31	0.03	0.50	3.05	8.96	18.71
	EB-SF	ND	0.001	0.03	0.73	0.07	0.12	0.02	0.36	2.35	7.35	11.50
Guide Line for Fertilizer		<2	<5	<150	<50	<300	<500	<50	<900	-	-	-

(단위: mg/kg 건조 중량 기준)

표 39. Saw Dust를 Bulking Agent로 사용한 4가지 종류 슬러지케이크 발효퇴비의 기타 항목 함량

Items		O.M(%)	O.M/N Ratio	Water Content(%)	NaCl(%)	CEC (cmolc/kg)
Compost	Control	36.9	27.6	42.2	0.10	32.0
	SF	32.8	24.2	40.4	0.08	35.7
	EB	34.8	23.7	41.6	0.09	32.3
	EB-SF	31.0	21.7	40.2	0.08	39.0
Guide Line for Fertilizer		> 25	<50	<50%	<1.0%	-

제 3 절 요약 및 결론

1. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명

본 연구는 하수슬러지의 안정화와 감량화공정에 방사선(γ -ray) 조사공정을 도입하여 있어 하수슬러지의 물리화학적 특성 변화와 슬러지내 유기물의 혐기 분해거동을 평가하고 병원균 살균효과 그리고 퇴비화를 통한 안정화를 달성하는데 연구의 초점을 두었다.

(1) 계절에 따른 대장균 농도는 여름의 경우 타 계절보다 대장균의 수가 높게 나타났으며 겨울의 경우 개체수가 낮게 조사되었다. 또한 1차 슬러지와 농축슬러지에서 대장균 개체수가 많은 것으로 조사되었으며 소화슬러지의 경우는 슬러지 소화로 인한 대장균의 사멸로 타 슬러지와 비교시 대장균의 개체수가 현저히 낮게 측정되었다. 한편 1차 슬러지 대비 활성슬러지의 대장균 분포는 봄, 가을, 겨울의 경우 1차 슬러지의 20~30%로 나타났으며 여름의 경우에는 약 55%의 높은 분포를 보였다.

(2) 1차 슬러지의 TS농도는 여름에 3.6%로 가장 높았고 가을에 2.2%로 가장 낮았으며, 한편 폐활성슬러지의 TS농도는 1.1~1.4%범위였다. 농축슬러지의 경우 농축조의 운전 조건에 따라 2.3~3.1%의 TS농도 범위를 나타냈으나 계절에 의한 영향은 발견할 수 없었다. 4월~6월, 10월~11월(봄과 가을)의 경우에는 4종류 슬러지의 TVS/TS, 즉 유기물이 약 60%를 차지한데 반해 7월~9월(여름)의 경우 지속적인 강우와 계절적인 영향으로 4종류 슬러지의 TS함량 및 VS함량이 다소 낮게 측정되었으며 TVS/TS 또한 약 50%를 상회하는 것으로 나타났다.

(3) 폐활성슬러지에 낮은 선량인 3kGy의 감마선과 전자선을 각각 조사시 SCOD의 가용화율은 Control 대비 각각 8배와 16배로, S-Protein은 각각 4배와 21배로 S-Carbohydrate는 각각 8배와 19배로 급격히 증가하였고 방사선 선량이 증가함에 따라 가용화율은 증가하나 증가폭은 3kGy에서보다 낮았다. 이를 통해 낮은 방사선선량(3kGy)에서도 높은 가용화율을 얻을 수 있었으며 감마선조사 슬러지보다 전자선조사 슬러지가 월등히 가용화율이 높음을 확인하였다.

(4) 농축슬러지에 3kGy의 감마선과 전자선을 각각 조사시 SCOD의 가용화율은 Control 대비 각각 7배와 4배로, S-Protein은 각각 3배와 6배로, S-Carbohydrate는 각각 6배와 12배로 급격히 증가하였고 방사선 선량이 증가함에 따라 가용화율은 증가하나 폐활성슬러지보다는 가용화율이 낮았다. 농축슬러지 역시 낮은 방사선량에서도 높은 가용화율을 얻을 수 있어 방사선 조사가 하수슬러지의 가용화에 미치는 영향이 크다는 것을 알 수 있었다.

(5) 감마선을 조사한 폐활성슬러지의 혐기성 최종생분해도는 51%였으며 이는 조사하지 않은 폐활성슬러지에 비해 8%이상 생분해도가 향상되었다. 반면 전자선조사 폐활성슬러지의 최종생분해도는 평균 69%로써 조사하지 않은 폐활성슬러지보다 20%이상 생분해도가 증가하여 방사선조사가 하수슬러지의 생분해도에 크게 기여할 수 있음을 말해주고 있다. 이 때 감마선조사 활성슬러지의 초기분해속도 k_1 은 $0.143\sim 0.164\text{day}^{-1}$ 이었고 생분해가 가능한 기질의 약 83%가 11일 이내에 분해되며 나머지 17%의 기질은 k_2 느린분해속도 0.043day^{-1} 로 분해되었다. 한편 전자선조사 슬러지의 경우 초기 분해속도상수 k_1 은 조사선량이 증가함에 따라 증가하여 $0.206\sim 0.342\text{day}^{-1}$ 의 범위를 나타내며 기질의 70~81%가 16~22일 이내 분해되며 나머지 20~30%의 기질은 k_2 분해속도, $0.045\sim 0.055\text{day}^{-1}$ 로 분해되었다.

(6) 감마선을 조사한 농축슬러지의 혐기성 최종생분해도는 50% 였으며 조사하지 않은 농축슬러지에 비해 10%이상 생분해도가 향상되었다. 반면 전자선조사 농축슬러지의 최종생분해도는 평균 60%로써 조사하지 않은 농축슬러지보다 20%이상 최종생분해도가 증가하여 방사선조사가 농축슬러지의 생분해도에 미치는 영향을 쉽게 알 수 있다. 이 때 감마선 조사한 농축슬러지의 생분해가 가능한 기질의 81%가 k_1 분해속도 $0.134\sim 0.152\text{day}^{-1}$ 로 11일 이내에 분해되며 나머지 기질 19%는 k_2 , 0.037day^{-1} 로 분해되었다. 한편 전자선 조사한 농축슬러지의 경우 생분해가 가능한 기질의 42~59%가 k_1 , $0.167\sim 0.306\text{day}^{-1}$ 분해속도로 16~22일 이내 분해되고 기질의 41~58%는 k_2 $0.002\sim 0.01\text{day}^{-1}$ 로 분해되어 감마선조사보다 효율이 낮음을 알 수 있다.

(7) 방사선조사에 따른 미생물의 멸균 효과는 1kGy의 낮은 선량에서도 일반세균, 대장균 모두 99.7%이상의 제거율을 나타내 방사선조사가 슬러지내 대장균, 일반세균의 사멸에 탁월한 것으로 나타났다.

(8) 슬러지내 미생물 멸균을 위한 적정조사선량 도출결과 1kGy의 낮은 방사선량에서도 일반세균의 경우 활성슬러지와 농축슬러지 모두 99.9%이상의 사멸율을 나타내어 병원균등 위생학적 측면에서 문제시될 수 있는 대부분의 미생물들이 살균될 수 있음을 보여주었다.

이상의 결과로 미루어 볼 때 하수슬러지에 방사선을 조사한 경우 슬러지의 가용화가 현저히 증가하여 후속 처리시 양질의 기질로 전환시킬 수 있을 뿐 아니라 혐기성소화 시간을 단축시킬 수 있을 것으로 예상되며 체류시간을 기존의 소화조와 동일하게 유지할 경우에는 소화효율이 크게 향상될 수 있으리라 판단된다.

2. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율을 평가

본 연구에서 하수슬러지에 전자선을 조사하고 탈수보조제로 Star Fish의 첨가에 따른 건조/소각 및 퇴비화효율에 미치는 영향을 검토한 결과를 아래와 같이 요약하였다.

(1) 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 건조/소각 효율 평가 결과, 수분함량은 Control 슬러지케이크 대비 EB-SF 슬러지케이크의 경우 71%로써 약 10%까지 수분함량이 감소하는 효과를 나타내 건조/소각시 기존 슬러지 소각 처리에 비해 경제성이 있을 것으로 판단된다. 4가지 종류 슬러지케이크의 건조고형물 당 발열량이 3280 kcal/kg 이상으로써 높은 발열량을 보여주고 있으나 실제 소각에 쓰이는 저위발열량의 경우 500 kcal/kg 이하의 낮은 발열량을 보여 건조를 통한 수분함량 저감이 필요한 것으로 사료된다. 소각재 생성량의 경우 Control 슬러지케이크가 8%였으며 SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크는 각각 10%, 9%, 11%로써 약간 증가하였으나 소각재의 재이용 기술의 발전으로 인해 소각재 생성량 증가에 따른 경제적 저감효과는 크지 않을 것으로 사료된다.

(2) 4가지 종류 슬러지케이크의 복토재로서 사용가능성을 평가한 결과 중금속 함량은 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러

지케이크에서 모두 기준치 이하로 검출되어 매립지 복토재로 사용가능한 것으로 판단된다.

(3) 4가지 종류 슬러지케이크의 기초성상 분석결과 함수율이 71~81%, C/N Ratio가 약 20 미만으로 원료물질만으로 퇴비화가 어려우므로 Sorghum과 같은 생분해율이 높은 Plant Biomass를 Bulking Agent로 주입해야 함을 알 수 있다.

(4) Bulking Agent로 Sorghum, 통기개량제로 Wood Chip을 혼합하여 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화를 진행한 결과, EB 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 3일 이내에 60℃이상 온도가 상승하였으며, 전자선을 조사하지 않고 탈수보조제를 첨가하지 않은 Control 슬러지케이크 퇴비에 비해 고온기간이 2~3일 가량 더 지속되는 것으로 나타났다.

(5) 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화시 퇴비숙성도를 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비를 통하여 평가 결과 퇴비화 60일 후 SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 0.55, EB 슬러지케이크 퇴비의 경우 0.59, EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 0.56으로 Control 슬러지케이크 퇴비 0.64에 비해 전자선 조사로 인한 부숙정도의 향상을 나타냈으며, 퇴비의 숙성도 판단 기준치인 0.75 이하 범위에 드는데 소요되는 시간은 Control 슬러지케이크 퇴비의 경우 10일이 소요된 반면, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 약 7일이 소요되어 하수슬러지에 전자선을 조사하거나 탈수보조제로 Star Fish를 첨가할 경우 부숙도의 향상을 달성할 수 있을 것으로 사료된다.

(6) 배추씨와 상추씨를 이용한 퇴비화 60일 후 G.I. 산정결과 EB 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 G.I. 값이 80이상으로 식물성장에 있어 안전성을 나타냈으며, 이는 하수슬러지 전처리 과정으로서 전자선 조사가 슬러지케이크의 퇴비화시 부숙퇴비의 품질 및 부숙효과를 높여줄 수 있음을 알 수 있다.

(7) 퇴비화 60일 후의 발효퇴비의 성상 분석을 통해 부산물 비료로서의 적합성을 평가한 결과 농립부의 퇴비 공정 규격에 비추어 볼때 전 항목에서 기준 이하의 양호한 수치를 나타내 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가에 따른 발효퇴비의 저해영향은 나타나지 않았다.

제 4 장 연구개발 목표 달성도 및 관련 분야에의 기여도

제 1 절 연구개발 목표 달성도

1. 방사선조사 슬러지의 생물학적 특성 규명

·연구개발목표	주요연구결과	달성도(%)
<p>문헌조사와 실험을 통하여 슬러지내의 미생물 분포 및 특성을 파악한다.</p>	<p>○ 계절에 따른 대장균 농도는 여름의 경우 타 계절보다 대장균의 수가 높게 나타났으며 겨울의 경우 개체수가 낮게 조사되었다. 또한 1차 슬러지와 농축슬러지에서 대장균 개체수가 많은 것으로 조사되었으며 소화슬러지의 경우는 슬러지 소화로 인한 대장균의 사멸로 타 슬러지와 비교시 대장균의 개체수가 현저히 낮게 측정되었다. 한편 1차 슬러지 대비 활성슬러지의 대장균 분포는 봄, 가을, 겨울의 경우 1차 슬러지의 20~30%로 나타났으며 여름의 경우에는 약 55%의 높은 분포를 보였다.</p> <p>○ 1차 슬러지의 TS는 여름에 3.6%로 가장 높고 가을에 2.2%로 가장 낮고 폐활성슬러지의 TS 1.1~1.4%범위이다. 농축슬러지 역시 농축조의 운전 조건에 따라 TS 2.3~3.1%의 범위를 나타내 계절에 의한 영향은 발견할 수 없다. 4월~6월, 10월~11월(봄과 가을)의 경우에는 4종류 슬러지의 TVS/TS, 즉 유기물이 약 60%를 차지하였으며 반면 7월~9월(여름)의 경우 지속적인 강우와 계절적인 영향으로 4종류 슬러지의 TS 함량 및 VS함량이 다소 낮게 측정되었으며 TVS/TS 또한 약 50%를 상회하는 것으로 나타났다.</p>	<p>100</p>

·연구개발목표	주요연구결과	달성도(%)
<p>방사선(γ-ray) 조사 유무에 따른 슬러지내 유기물의 함량특성을 파악한다.</p>	<p>○ 폐활성슬러지에 낮은 선량인 3kGy의 감마선과 전자선을 각각 조사시 SCOD의 가용화율은 Control 대비 8배와 16배로, S-Protein은 4배와 21배로 S-Carbohydrate는 8배와 19배로 급격히 증가하였고 방사선 선량이 증가함에 따라 가용화율은 증가하나 증가폭은 3kGy에서보다 낮다. 따라서 낮은 방사선선량(3kGy)에서 폐활성슬러지의 높은 가용화율을 얻을 수 있다.</p> <p>○ 농축슬러지에 3kGy의 감마선과 전자선을 각각 조사시 SCOD의 가용화율은 Control 대비 7배와 4배로, S-Protein은 3배와 6배로, S-Carbohydrate는 6배와 12배로 급격히 증가하였고 방사선 선량이 증가함에 따라 가용화율은 증가하나 활성슬러지보다 가용화율이 낮다.</p> <p>○ 감마선을 조사한 폐활성슬러지의 혐기성 최종생분해도는 51%였으며 이는 조사하지 않은 원슬러지에 비해 감마선조사에 의해 8%이상 생분해도가 향상되었다. 반면 전자선조사 폐활성슬러지의 최종생분해도는 평균 69%로써 조사하지 않은 원슬러지보다 20%이상 최종 생분해도가 증가하여 방사선조사가 하수슬러지의 생분해도에 크게 기여할 수 있음을 말해주고 있다. 이 때 감마선조사 활성슬러지의 초기분해속도 k_1은 $0.143\sim 0.164\text{day}^{-1}$이었고 생분해가 가능한 기질의 약 83%가 11일 이내에 분해되며 나머지 17%의 기질은 k_2분해속도 0.043day^{-1}로 분해되었다. 한편 전자선조사 슬러지의 경우 초기 분해속도상수 k_1은 조사선량이 증가함에 따라 증가하여 $0.206\sim 0.342\text{day}^{-1}$의 범위를 나타내며 기질의 70~81%가 16~22일 이내 분해되며 나머지 20~30%의 기질은 k_2분해속도, $0.045\sim 0.055\text{day}^{-1}$로 분해되었다.</p>	<p>100</p>

·연구개발목표	주요연구결과	달성도(%)
<p>방사선(γ-ray) 조사 유무에 따른 슬러지내 유기물의 함량특성을 파악한다.</p>	<p>○ 감마선을 조사한 농축슬러지의 혐기성 최종생분해도는 50% 였으며 조사하지 않은 원슬러지에 비해 10%이상 생분해도가 향상되었다. 반면 전자선조사 농축슬러지의 최종생분해도는 평균 60%로써 원슬러지보다 20%이상 최종생분해도가 증가하여 방사선조사가 농축슬러지의 생분해도에 미치는 영향을 쉽게 알 수 있다. 이 때 감마선 조사한 농축슬러지의 생분해가 가능한 기질의 81%가 k_1분해속도 $0.134\sim 0.152\text{day}^{-1}$로 11일 이내에 분해되며 나머지 기질 19%는 k_2, 0.037day^{-1}로 분해되었다. 한편 전자선 조사한 농축슬러지의 경우 생분해가 가능한 기질의 42~59%가 k_1, $0.167\sim 0.306\text{day}^{-1}$ 분해속도로 16~22일 이내 분해되고 기질의 41~58%는 k_2 $0.002\sim 0.01\text{day}^{-1}$로 분해되었다. 따라서 농축슬러지의 감마선조사보다 효율이 낮음을 알 수 있다.</p>	100
<p>방사선(γ-ray) 조사에 따른 슬러지내 미생물의 멸균 특성을 규명한다.</p>	<p>○ 방사선조사에 따른 미생물의 멸균 효과는 1kGy의 낮은 선량에서도 일반세균, 대장균 모두 99.7%이상의 제거율을 나타내 방사선조사가 슬러지내 대장균, 일반세균의 사멸에 탁월한 것으로 나타났다.</p> <p>○ 슬러지내 미생물 멸균을 위한 적정조사선량도출결과 1kGy의 낮은 방사선량에서도 일반세균의 경우 활성슬러지와 농축슬러지 모두 99.9%이상의 사멸율을 나타내어 병원균등 위생학적 측면에서 문제시될 수 있는 대부분의 미생물들이 살균될 수 있음을 보여주었다.</p>	100

2. 방사선으로 전처리한 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 및 퇴비화 효율을 평가

·연구개발목표	주요연구결과	달성도(%)
전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 건조/소각 효율 평가	<p>○ 4가지 종류 슬러지케이크의 수분함량은 Control 슬러지케이크 대비 EB-SF 슬러지케이크의 경우 71%로써 약 10%까지 수분함량이 감소하는 효과를 나타내었다.</p> <p>○ 4가지 종류 슬러지케이크의 건조고형물 당 발열량이 3280 kcal/kg 이상으로 높은 발열량을 보여주고 있으나 실제 소각에 쓰이는 저위 발열량의 경우 500 kcal/kg 이하의 낮은 발열량을 보여주고 있어 다른 물질과의 혼합을 통한 소각을 해야 할 것으로 사료된다.</p> <p>○ 4가지 종류 슬러지케이크의 소각재 생성량은 Control 슬러지케이크가 8% 였으며 SF 슬러지케이크, EB 슬러지 케이크, EB-SF 슬러지케이크는 각각 10%, 9%, 11%로써 약간 증가하였으나 소각재의 재이용 기술의 발전으로 인해 소각재 생성량 증가에 따른 경제적 저감 효과는 크지 않을 것으로 사료된다.</p>	100
	<p>○ 4가지 종류 슬러지케이크의 복토재로서 사용가능성을 평가한 결과 중금속 함량은 Control 슬러지케이크, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크에서 모두 기준치 이하로 검출되어 매립지 복토재로 사용가능한 것으로 판단된다.</p>	100

·연구개발목표	주요연구결과	달성도(%)
<p>전자선 조사 및 탈수보조제 첨가 유무에 따른 하수슬러지 탈수케이크의 퇴비화 운전 인자 평가</p>	<p>○ 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화를 진행한 결과, EB 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 3일 이내에 60℃이상 온도가 상승하였으며, 전자선을 조사하지 않고 탈수보조제를 첨가하지 않은 Control 슬러지케이크 퇴비에 비해 고온기간이 2~3일 가량 더 지속되는 것으로 나타났다.</p> <p>○ 4가지 종류 슬러지케이크의 퇴비화시 퇴비숙성도를 (Final C/N Ratio)/(Initial C/N Ratio)비를 통하여 평가 결과 퇴비의 숙성도 판단 기준치인 0.75 이하 범위에 드는데 소요되는 시간은 Control 슬러지케이크 퇴비의 경우 10일이 소요된 반면, SF 슬러지케이크, EB 슬러지케이크, EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 경우 약 7일이 소요되어 하수슬러지에 전자선을 조사 하거나 탈수보조제로 Star Fish를 첨가할 경우 부숙도의 향상을 달성할 수 있을 것으로 사료된다.</p> <p>○ 배추씨와 상추씨를 이용한 퇴비화 60일 후 G.I. 산정결과 EB 슬러지케이크 및 EB-SF 슬러지케이크 퇴비의 G.I. 값이 80이상으로 식물성장에 있어 안전성을 나타냈으며, 이는 하수슬러지 전처리 과정으로서 전자선 조사가 슬러지케이크의 퇴비화시 부숙퇴비의 품질 및 부숙효과를 높여줄 수 있음을 알 수 있다.</p> <p>○ 퇴비화 60일 후 발효퇴비의 성상 분석을 통해 부산물 비료로서의 적합성을 평가한 결과 농림부의 퇴비 공정 규격에 비추어 불때 전 항목에서 기준 이하의 양호한 수치를 나타내 전자선 조사 및 탈수보조제 첨가에 따른 발효퇴비의 저해영향은 나타나지 않았다.</p>	<p>100</p>

제 2 절 연구개발 결과의 대외 기여도

1. 슬러지 세포파괴를 통한 유기물 가용화 기술은 기존 하수슬러지 퇴비화 효율 향상에 활용될 수 있다. 또한, 전자선 조사는 슬러지내 병원균들의 사멸에도 매우 효과적이므로 환경적으로 안전한 하수슬러지 퇴비화 기술이 될 것이다.
2. 위생성이 확보된 하수슬러지 퇴비 활용으로 농작지의 산성화를 방지하여 지력을 회복하는 효과가 예상된다.
3. 인조비료를 고품질의 퇴비로 대체하므로 30~40%의 비용절감을 가져올 수 있다.
4. 폐기처분되어야 할 폐불가사리(Star Fish)의 재사용으로 인해 자원의 재활용율을 높일 수 있고, 탈수보조제에 쓰이던 막대한 비용이 절감될 수 있을 것으로 보인다.
5. 현재, 국내에서는 하수슬러지 퇴비화를 위해 정립된 기술이 없으므로, 제안된 공정이 성공적으로 개발된다면, 하수슬러지 전처리 및 탈수공정 그리고 퇴비화를 연계한 통합공정으로써 자리매김을 할 수 있어 향후 슬러지 재활용 분야의 새로운 공정으로 각광을 받을 수 있을 것으로 기대된다.

제 5 장 연구개발결과의 활용계획

본 연구 결과에서 나타난 바와 같이 하수슬러지에 방사선 전처리를 할 경우 슬러지 혐기성분해시 율속단계로 알려져 있는 가수분해단계가 단축됨에 따라 소화 효율이 높아지고, 소화기간이 짧아짐에 따라 혐기조의 효율적인 운영이 이루어질 수 있을 것이다. 또한 방사선 전처리를 통하여 하수슬러지의 소화에 걸리는 시간이 단축될 경우 현재 하수종말처리장의 혐기성소화조에 여유용적이 생기게 되므로 최근 주목을 받고 있는 하수슬러지와 음식물쓰레기 등 기타 유기성 폐기물과의 통합소화공정을 적극적으로 도입할 수 있는 계기가 마련될 것이다. 또한 소화효율의 증진은 곧 메탄발생량의 증대 및 최종처분대상 슬러지의 감량화와 직결되므로 에너지원으로서의 적극적인 활용과 더불어 슬러지 처리비용을 경감시킬 수 있을 것으로 보인다.

이 외에도 하수슬러지 처리에 있어서 방사선의 조사는 슬러지내 포함되어 있는 Bacteria, Virus, Parasite등을 효과적으로 사멸시켜 줄 수 있다. 일반적으로 병원균을 완전 사멸시키거나 혹은 동물체에 질병을 유발하는 Virus등을 무능화시키기 위해서는 2~5kGy의 선량범위가 적합하고, 내생포자가 형성된 경우나, Egg등의 완전제거를 위해서는 10kGy가량의 선량이 필요한 것으로 보고되고 있다. 일부국가에서 방사선과 전자가속기를 이용한 슬러지의 멸균방법이 Pilot 규모 혹은 실 공정에서 이용되고 있으므로 하수종말처리장의 슬러지 살균공정 도입시 기초자료로 활용할 수 있을 것으로 보인다.

현재 국내의 경우 하수슬러지 퇴비화 기술에 대한 많은 연구가 진행되고 있다. 하지만 하수슬러지를 비료로 쓰기 위해서는 장기간의 숙성기간이 필요하기 때문에 퇴비화 Process를 이용한 처리가 크게 활용되지 못하고 있다. 이에 본 연구에서는 하수슬러지에 전자선 조사로 슬러지의 세포를 파괴하여 유기물 가용화율을 높이고 슬러지내의 병원균들을 사멸시켜 하수슬러지의 퇴비화 효율을 높였다. 이러한 전자선 조사의 이점을 이용하여 단기간에 하수슬러지의 퇴비 숙성이 되도록 할 수 있으므로 슬러지 세포파괴를 통한 유기물 가용화 기술은 기존 하수슬러지 퇴비화 효율 향상에 활용될 수 있을 것으로 예상된다.

전자선 조사를 통해 생산된 퇴비를 비료 및 토양개량제로 사용할 경우 기존

에 사용되고 있는 인공비료의 양을 줄일 수 있어 인공비료의 사용으로 들어가는 비용을 절감할 수 있을 것으로 예상된다. 이와 함께 향후 전자선 조사를 이용한 새로운 기술개발시 본 연구가 그 연구적 배경이 되어 향후 전자선을 이용한 기술개발에 참고자료로서 이용될 수 있어 국내 환경 기술개발에 공헌할 수 있을 것이다. 또한 해양폐기물인 폐불가사리(Star Fish)를 탈수보조재로 활용하여 자원재활용은 물론 폐기물처리비용 및 탈수보조제 비용을 절감하여 그 경제적 이득을 얻을 수 있을 것으로 예상된다.

참고문헌

1. 환경부, "2003년 하수종말 처리시설 운영관리 실태분석", (2004)
2. 환경부, "유기성오니등의 토지개량제 및 매립시설 복토용도로의 재활용방법에 관한 고시", (2000)
3. Lessel T and Suess A, "Ten year experience in operation of sewage sludge treatment plant using gamma irradiation", *Radiat. Phys. Chem.*, 24, 13~16, (1984)
4. JAERI, "Sludge pasteurization and upgrading by irradiation-bilateral research cooperation between OAEP and JAERI", Department of radiation research for environment and Resources, (1995)
5. IWA, "Sludge into biosolids, processing, disposal, utilization", (2001)
6. Kabakchi, S.A., Demenkova, E.A., Bekker, A.R., *Energy*, 25(1), 23~31, (1995)
7. Wang, T, Waite, T.D, Kurucz C, and Cooper, W.J "Oxidant reduction and biodegradability improvement of paper mill effluent by irradiation", *Wat. Res.* 28(1) 237~241, (1994)
8. Nikola G., "Purification of drinking water by irradiation, A review", *Proc. Indian Acad. Sci.*, 105(6), 373~391, (1993)
9. 신경숙, "전자빔으로 전처리한 염색폐수의 처리특성", 석사학위논문, 충남대학교, (1999)
10. Lessel, T., "Radiation processing of sewage sludge by gamma irradiation; Electron beam irradiation and other alternative methods", *Consultants'*

Meeting on Radiation Processing of liquid Wastes and Water, Vienna, (1994)

11. 이상석, 박영선, 김홍기, 고성진, “방사선 생물학”, 정문각, (1994)
12. Lafitte T.S. and Forster, C.F., “The use of ultrasound and γ -irradiation as pretreatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge at mesophilic and thermophilic temperatures”, *Bioresource technology*, 84, 113-118, (2002)
13. Finstein, M.S, Miller, F.C and Storm, P.F., “Monitoring and evaluating composting process performance”, *Wat. Pollut. Cont.*, 58(4), 272~278, (1986)
14. 유영석, 장기운, “공극개선제의 혼합비율에 따른 제지·하수슬러지의 퇴비화 과정중 이화학적 변화”, *폐기물자원화*, 6(2), 45~57, (1998)
15. 신경숙, “하수슬러지의 효율적인 처리를 위한 전자빔 응용” 박사학위논문, (2003)
16. 이홍재, 조주식, 최형섭, 허종수, “도시생활하수 슬러지의 퇴비화를 위한 부속 공정지표 설정”, *한국환경농학회지*, 16(4), 382~389, (1997)
17. Storm, P.F., “Identification of thermophilic bacteria in solid bacteria in solid waste composting”, *Environ. Microbial*, 50(4), 906~913, (1985)
18. Fumor, T.R., Randle, P.E., Smith, J.F., “In the biology and technology of the cultivated mushroom”, *P.B. Flegg*, 81~96, (1985)
19. Zucconi F. et al., “Evaluating Toxicity of Immature Compost”, *BioCycle*, 18, 53~57, (1981)

20. Haug, R. T., "Biological Reclamation of Solid Wastes", *Rodale Press*, Emmaus, PA, (1977)
21. 농업과학기술원, "비료공정규격에 대한 농촌진흥청고시", (2004)
22. Parkin, G.F., and Owen, W.F., "Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges", *J. of Environ. Engin.*, 12(2), 867~920, (1986)
23. Gujer, W., Zehnder, A.J.B., "Conversion process in anaerobic digestion", *Wat. Sci. Tech.*, 15, 127~167, (1983)
24. Peres, C.S., Sanches C.R., Matumo C. and Schmidell W., "Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid wastes", *Proc. of the 6th Anaerobic Digestion Symp.*, San Paulo, 283~291, (1991)
25. Owens, J.M. and Chynoweth, D.P., "Biochemical methane potential of municipal solid waste(MSW) components", *Wat. Sci. Tech.*, 27(2), 1~14, (1992)
26. Shelton, D.R., and Tiedje, J.M., "General method for determining anaerobic biodegradation potential", *Appl. Envir. Microbiol.*, 47, 850~857, (1984)
27. Kang, H. and Tritt, W.P., "Bestimmung der abbaubarkeit und substratum satzrraten von riderpansenhalt unter anaeroben bedingungen", *Grundlagen der Land Technik*, 40(2), 50~53, (1990)
28. Suzuki, A., Nakamura, T., Itoh, S., Yokoyama, S. Y., Oji, T., and Minowa, T., "Continuous Thermal Liquefaction of Sewage Sludge", *Int. Chem. Congress of Pacific Basin Soc.*, Hawaii, Dec.,. 17~22, (1989)
29. Bridle, T. R., and Campbell, H. W., "Conversion of Sewage Sludge to Liquid Fuel", *The 7th Annual AQTE Conf.* Montreal Quebec, 350~360, (1984)

30. USEPA, "Standards for the use or disposal of sewage sludge, *Fed. Reg.*, 40CFR", EPA, Washington D.C., (1993)
31. Kang, H. and Weiland, P., "Ultimate anaerobic biodegradability of some agro-industrial residues", *Bioresource Technology*, 43, (1993)
32. 강 호, "Multiple reaction rates analysis", Personal communication
33. 홍영석, 배재호, "열전처리와 반응조형태가 고형 유기물의 혐기성처리에 미치는 영향", *대한상하수도학회지*, 10(2), 104-116, (1996)
34. 환경부, "유기성오니등의 토지개량제 및 매립시설 복토용도로의 재활용방법에 관한 환경부 고시(개정 2003. 12. 20)", (2004)
35. Chanyasak, V., and H. Kubota, "Carbon organic nitrogen ratio of water extract as a measure of composting degraion", *J. Fer. Tech.*, 59, 215~219., (1981)
36. Hirai, M., et al., "A Standard Measurement for Compost Maturity", *BioCycle*, 24, 54~56, (1983)
37. Jimeenez. E. I and Garcia, V.P., "Evaluation of city refuse compost maturity, A review", *Biological Wastes*, 27, .115~142, (1989)
38. Inoke, A., K. Miyamatsu, K. Sugahara, and Y. Harada. "On some organic consituents of city refuse compost produced in japan", *Soil Sci. Plant Nutri.*, 25, 225~234., (1979)
39. Harada, Y. and I. Akio. "Relationship between Cation-Exchange Capacity of and Degree of Maturity of City Refuse Composts", *Soil Sci. Plant Nutri.*, 26, 353~362., (1980)

서 지 정 보 양 식

서 지 정 보 양 식							
수행기관보고서번호		위탁기관보고서번호		표준보고서번호		INIS 주제코드	
KAERI/RR-2745/2006							
제목 / 부제		방사선 이용 환경처리 기술개발					
연구책임자 및 부서명		이 면 주 / 방사선이용연구부					
연구자 및 부서명		국일현, 진준하, 유승호, 김탁현, 이재광, 김태훈, 이병현, 이병진, 유대현, 정연수, 안신수(한국원자력연구원) 강호, 송석현, 나은경, 장제현, 이현규, 이관형, 이영은(충남대학교)					
출판지	대전	발행기관	한국원자력연구소	발행년	2007. 02		
페이지	326 p.	도표	있음(O), 없음()	크기	210×297Cm		
참고사항							
공개여부	공개(O), 비공개()			보고서종류			
비밀여부	대외비(), — 급비밀						
연구위탁기관					계약번호		
초록 (15-20줄내외)		본 연구개발의 목적은 방사선을 이용하여 하수슬러지에 함유되어 있는 미량의 유기독성물질을 제거하고 하수슬러지 발생량을 저감시키는 기술을 개발하는 한편 방사선 기술과 기존기술을 융합하여 하수슬러지의 재활용 및 폐수산자원에서부터 유효자원을 회수하는 기술을 개발을 목적으로 수행되었다. 기반기술 연구로는 방사선 이용 하수슬러지 탈수능 향상 및 탈수보조제 개발, 하수슬러지 함유 유기독성물질 제거 기술 확립 및 퇴비화 기반 마련을 하였고, 하수슬러지 전처리 시범시설 및 오수고도처리 시범시설 개발 및 운영 최적화를 도출하였다. 또한 수산폐기물을 활용하여 식물생장 증진제 개발 및 유효자원 회수 기술 확립을 하였다.					
주제명키워드 (10단어내외)		방사선, 슬러지, 유기독성물질, 키토산, 탈수능, 퇴비화, 하수					

BIBLIOGRAPHIC INFORMATION SHEET					
Performing Org. Report No.		Sponsoring Org. Report No.		Standard Report No. INIS Subject Code	
KAERI/RR-2745/2006					
Title / Subtitle		Development of Radiation Technique for Environmental Treatment			
Project Manager and Department		Myun-Joo Lee (Div. Radiation Application)			
Researcher and Department		Il-Hiun Kuk, Joon-Ha Jin, Seungho Yu, Tak-Hyun Kim, Jae-Kwang Lee, Tae Hun kim, Byoung Hun Lee, Byung-Jin Lee, Dae-Hyun Yoo, Yeon-Soo Jeong, Seon-soo An (KAERI) Ho kang, Sukhun Song, Eunkung Na, Jehun Jang, Hunkyu Lee, Kwanhyeong Lee, Youngeun Lee(Chungnam National University)			
Publication Place	Daejon	Publisher	KAERI	Publication Date	2007. 02
Page	326 p.	Ill. & Tab.	Yes(O), No ()	Size	210×297Cm
Note					
Open	Open(O), Closed()		Report Type		
Classified	Restricted(), ___Class Document				
Sponsoring Org.		Contract No.			
Abstract (15-20 Lines)		The purpose of this research is to development of technologies for 1) the removal of toxic organic chemicals in sewage sludges and the volume reduction of the sewage sludge 2) the recycling/reuse of sewage sludge 3) the recovey of resource from fishery waste by using radiation technologies.This research project focused on the study of treatmet, disposal, and recycling/reuse of sewage sludge by radiation technology, and recovery of highly value-added resources from the wastes. As basic studies with a radiation technology, an enhancement of dewaterbilities of sewage sludge, development of dewatering conditioner, reduction of trace toxic organic chemicals, and the toxicities of the byproducts were studied.Based on the basic experimental results, we developed the pilot-scale system with the continuous e-beam and dewatering unit and the advanced treatment system with the use of carbon source recovered from sewage sludge.			
Subject Keywords (About 10 words)		Bio-solid, Chitosan, Compost, Dewaterability, Organic Toxicant, Radiation, Sewage, Sludge			