

발간등록번호

11-1543000-000988-01

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar
생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발

(Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural
and Forestry Biomass and Development of Agricultural and
Environmental Technologies for Climate Change Adaptation)

경 상 대 학 교

농 립 축 산 식 품 부

제 출 문

농림축산식품부 장관 귀하

이 보고서를 “농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발에 관한 연구”의 보고서로 제출합니다.

2015년 11월 9일

주관연구기관명 : 경상대학교

주관연구책임자 : 허 종 수

세부연구책임자 : 허 종 수

연 구 원 : 박 종 환

연 구 원 : 김 성 헌

연 구 원 : 이 충 헌

연 구 원 : 박 민 규

연 구 원 : 윤 찬 응

연 구 원 : 이 상 훈

연 구 원 : 신 지 현

연 구 원 : 한 호 석

연 구 원 : 이 찬 학

연 구 원 : 윤 자 민

연 구 원 : 이 성 태

협동연구기관명 : 순천대학교

협동연구책임자 : 조 주 식

연 구 원 : 서 동 철

연 구 원 : 강 세 원

연 구 원 : 서 영 진

연 구 원 : 이 상 규

연 구 원 : 박 주 왕

연 구 원 : 김 현 태

연 구 원 : 양 주 동

연 구 원 : 박 재 우

연 구 원 : 박 양 주

연 구 원 : 박 금 주

연 구 원 : 임 동 언

요 약 문

I. 제 목

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발

II. 연구성과 목표 대비 실적

1. 연구성과 목표

(단위 : 건수)

구분		(예시)특허		(예시)신품종				(예시)유전자원 등록	(예시)논문		기타(학술발표)	
		출원	등록	품종명칭 등록	품종생산 수입판매 신고	품종보호			SCI	비SCI	국내	국외
						출원	등록					
1차 년도	목표								2		-	-
	달성								2		7	3
2차 년도	목표	1	1						2	3		
	달성	3	1						4	3	4	8
3차 년도	목표	1	1						2	3		
	달성	1	3						10	3	5	3
계	목표	2	2						4	8		
	달성	4	4						14	8	16	14

* 연차별 연구성과 목표는 향후 연차평가 등의 정량적 평가지표로 활용됨

** 연구성과는 연구계획에 따라 도출된 것으로 예시와 같이 작성

2. 연구성과 활용 목표

(단위 : 건수)

구분	기술실시(이전)	상품화	정책자료	교육지도	언론홍보	기타
활용건수	목표	2	2		38	
	달성				40	

○ 기술이전

- 본 연구과제의 연구성과물은 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar는 소규모 생산 및 현장 활용에 관련되어 기업체를 통한 사업화 보다는 영농법인 및 중·소규모 하수처리시설 등에 무상기술이전을 실시할 계획임.
- 본 연구에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar제조장치는 4건의 특허 등록을

통해 지식재산권을 확보하였으며, 참여기업 및 영농법인 등과 기술이전을 위하여 협의를 진행 중임.

○ 사업화

- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 biochar는 하수처리시설에 활성탄 대체재로 보급할 계획임.
- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar의 농업 및 환경 기술은 시장조사 및 정밀 사업성 분석을 실시한 후 향후 biochar제조기술은 사업화를 진행할 예정이고, biochar의 현장활용은 농가 지도 및 홍보로 보급화하는 방향으로 진행할 계획임.

III. 연구개발의 목적 및 필요성

- 지구온난화는 지표부근의 대기와 바다의 평균온도가 장기적으로 상승하는 현상으로 최근 들어 수십 년에 걸쳐 진행되고 있으며 앞으로도 꾸준히 높아질 것으로 예측되어 많은 과학자들은 이러한 지구 온난화가 인류의 멸망을 초래할 것이라고 경고하고 있음.
- 지구온난화의 주요 원인으로는 인간 활동으로 인한 대기 중의 이산화탄소 (CO₂), 아산화질소 (N₂O), 메탄 (CH₄), 수소화플루오르화탄소 (HFC), 과플루오르화탄소 (PFC) 및 육플루오르화황 (SF₆) 등 온실가스의 농도 증가가 주된 원인으로 주목받고 있으며 (교토의정서, 2007), 특히 지구온난화는 이산화탄소 (CO₂), 아산화질소 (N₂O) 및 메탄 (CH₄)이 주요한 원인으로 보고되었음 (IPCC, 2001).
- 전 세계적으로 온실가스의 증가로 인한 지구온난화를 막기 위해 온실가스를 제거하거나 억제하려는 다양한 방법이 시도되고 있으며, 현재 친환경 연료개발 (바이오디젤), 나무심기, 해조류번식, 우주거울 및 이산화탄소 해저매장 등 다양한 온실가스 저감 방법들이 나오고 있으나, 오히려 이들 방법은 생태계를 파괴할 우려가 있고, 엄청난 비용이 소요되는 등 문제점이 많아 실제 실용화 및 산업화하기에는 역부족임.
- 이에 최근에 지구온난화를 막기 위한 대안 중 현실적으로 실용화가 가능한 방법으로 biochar를 이용하는 방법이 대두되었음. 농업부산물이나 유기성폐기물 등에 높은 열을 가해 탄소함량을 높인 biochar는 수백년전 아마존 인디언들이 땅을 비옥하게 만들기 위한 재료로 사용하여 왔으며, 최근 미국 코넬대 연구진에 의하여 토양의 지력증진에 대한 효과뿐만 아니라 지구온난화 기체인 이산화탄소를 흡수고정하는 능력이 매우 뛰어난 것이 밝혀지면서 “사이언스 데일리”지는 biochar가 기후 변화를 완화시키는 첨단 무기로 사용될 수 있음을 최신 연구를 인용하여 보도했으며 (Zwieten 등, 2009), 최근 CNN (2009년)에서는 biochar를 지구온난화 저감 8대 기술 중의 하나로 선정하였음.
- Biochar는 산소가 없는 혐기성조건에서 유기물질을 가열하여 얻는 것으로 토양의 지력향상뿐만 아니라 탄소를 수백년간 토양에 붙잡아 두는 좋은 친환경제재이기도 하며, 지구온난화

를 막아주는 이산화탄소를 흡수한다는 사실이 알려지면서 전 세계적으로 그 활용성에 대한 연구가 활발하게 진행되고 있으나, 우리나라는 불과 4-5년 전만 하더라도 biochar라는 용어조차 생소할 정도로 이를 이용한 지구온난화 저감과 관련된 연구가 최근들어 시작하고 있음.

- Biochar는 농업발전에 획기적인 자극이 되고 있으며 토양파괴를 방지하고 건강한 먹거리 생산과 황폐화된 토양 개량, 보습을 통한 식물체에 수분공급의 수월성, 보비성 등으로 인한 수확량의 증가로 그 효과가 나타나고 있으며, 또한 토양에 처리된 biochar가 질소를 흡착하여 대표적 온실가스인 산화질소의 대기 중 방출을 억제하며, 온실가스중의 하나인 메탄도 감소시키는 것으로 알려져 있으며, biochar는 토양을 비옥하게 하고 식물생육을 촉진하므로 CO₂ 고정에 기여하고 토양내에 많은 탄소를 축적하는 것으로 보고되고 있음 (United Nations Ministerial Conference of the Least Developed Countries, 2007).
- 선진국에서는 농업적인 측면뿐만 아니라 지구온난화 방지적인 측면에서 biochar의 활용가능성에 대한 연구가 폭넓게 진행되고 있지만, 우리나라는 여전히 biochar라는 용어조차 생소할 정도로 관련 분야의 연구가 뒤쳐져 있으며, 특히 농가에서는 농업부산물 등을 산소가 없는 상태에서 가열해 biochar를 만들면서 제조 과정에서 발생하는 인화성 가스는 연료로 활용하고, 나머지는 탄소 성분을 50% 이상 가진 'Biochar'로 만들어 고기능성 토양개량제로 사용할 수 있는 “농가형 biochar 제조시스템”을 개발하고 biochar를 농업적인 친환경 자재로 활용할 수 있는 기술 개발이 시급한 실정임.
- 최근 들어 지구온난화 문제와 더불어 농작물 재배 후 들판에 버려지는 농업부산물 바이오매스와 임산 바이오매스 등을 재활용하거나 자원화하기 위한 연구가 퇴비화나 바이오오일 등 다방면에서 꾸준히 진행되고 있으나, 이들의 활용대책만으로 연간 생산되는 농림 바이오매스를 처리하기에는 역부족이므로 농림 바이오매스를 효과적으로 자원화 할 수 있는 대책이 절실히 요구됨.
- 농업 부산물 바이오매스는 대부분 원물 또는 가공의 형태로 식용, 사료, 퇴비 및 에너지원 등으로 이용되고 있으며, 특히 벧짚은 규산, 칼리, 질소 등이 함유되어 있어 대부분 퇴비로 경지에 환원 (69%)되고 있으며, 그 외 가축용 조사료로 활용 (26%)하거나 외부에 판매 (11%)하는 등 그 가치와 활용도가 다른 농업부산물 바이오매스에 비해 매우 높음. 또한 과수 바이오매스인 전정된 가지는 잔가지의 경우 파쇄하여 퇴비로 사용하며 굵은가지는 원형의 상태로 땀감에 주로 사용하거나 과수원 내에 방치하는 경우도 있음.
- 하지만 농업부산물 중 활용도가 높은 벧짚 외에는 대부분의 농업부산물은 그 활용도가 매우 낮은 편으로 특히 보릿짚은 농업부산물 중에서도 활용도가 가장 낮은 것으로 알려져 있음.
- 농림 바이오매스는 최근 들어 재활용하거나 자원화하기 위한 다양한 방법들이 개발되고 있으나, 농업부산물 바이오매스의 경우는 전체 가용자원 중 현재 보유한 기술로서 실제 자원화가 가능한 비율은 33%정도로 약 67%정도가 자원화 및 재활용이 되지 못하고 있으며, 임업 바이오매스의 경우는 농업부산물에 비해 많은 양이 자원화되고 있지만 그 이용효율이 낮은 실정으로 이들을 효율적으로 자원화 할 수 있는 대책이 절실히 필요할 것으로 판단됨.

- 본 연구는 지구온난화 대응 온실가스 저감을 위한 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술을 개발하기 위하여 ① 농립 바이오매스를 이용하여 환경친화형 기능성 biochar 생산기술을 개발하였으며, ② 생산된 biochar를 인공습지에 활용하여 수질정화와 동시에 온실가스저감 환경정화기술을 개발하였고, ③ 생산된 biochar를 농경지에 사용하여 토양개량 효과와 동시에 온실가스저감 친환경 농업기술을 개발하였으며, 향후 농립 바이오매스 활용 biochar 제조기술과 생산된 biochar를 이용한 온실가스저감 농업·환경기술을 산업화하여 지구온난화 저감을 위한 농업적 대안을 제시하였고 향후 농립 바이오매스의 재활용을 통한 자원화에 이바지 하고자 할 것으로 기대함.

IV. 연구개발 내용 및 범위

본 연구는 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발로서 세부 연구개발 내용 및 범위는 아래와 같다.

1. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발

가. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경정화 기술 기반구축

- 1) 농립 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축
- 2) 농립 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토
- 3) 농립부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교
- 4) 농립부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조
- 5) Batch실험에서 농립 부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사

나. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화

- 1) 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발
- 2) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가
- 3) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가
- 4) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 구축
- 5) 인공습지 적용을 위한 biochar 활용 중금속 및 인 처리기술 개발
- 6) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발
- 7) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가
- 8) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가

9) 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침

2. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 개발

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 기반구축

- 1) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축
- 2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성 검토
- 3) 농림 부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리·화학적 특성 비교
- 4) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발
 - 가) Biochar 제조 효율성 증진을 위한 농림 부산물 원료 투입형태 결정
 - 나) 농림 부산물 biochar 제조 시스템 운영 최적인자 결정

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 개발 및 실용화

- 1) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가
- 2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 입상형 토양개량제 개발
- 3) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 조사
- 4) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증
- 5) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가
- 6) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과 구명
- 7) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별 시용수준 및 시용방법 정립
- 8) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발
- 9) 농림 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토

V. 연구개발결과

1. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술개발

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반구축

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화에 대응하기 위한 환경기술 기반 기술을 구축하기 위해 본 연구에서는 다양한 농림바이오매스를 이용하여 biochar를 제조하였고, 제조된 biochar의 물리화학적 특성을 조사하여 환경정화용 biochar제조를 위한 최적조건을 조사하였다. 또한 제조된 biochar를 이용하여 오염물질의 흡착특성을 평가하였다.

1) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

- 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치를 각각 설계 및 제작하였으며, 농업부산물 biochar의 수율, 물리화학적 특성 등을 고려하여 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치의 효율성을 조사한 결과 환경정화용 biochar 제조를 위해서는 전기가열형 biochar 제조장치가 드럼형 biochar 제조장치에 비해 더 효율적이었다.
- 농림부산물 종류별 biochar의 수율 및 총 탄소 함량을 고려한 최적조건은 열분해 온도 (300, 400, 500 및 600℃) 및 시간(4, 5 및 6시간)을 달리하여 조사하였으며, 그 결과 온도가 증가함에 따라 biochar의 수율은 감소하고, 총 탄소 함량은 증가하는 경향이었으며, 열분해 시간에 따른 biochar의 수율 및 총 탄소 함량은 별 다른 차이 없이 비슷한 경향이였다. 농림부산물 biochar 생산을 위한 최적 biochar 열분해 온도는 전반적으로 500℃ 이상이었으며, 열분해 시간은 4시간이었다.
- 최적 열분해 온도 및 시간에 따른 농림부산물 종류별 biochar 수율은 담뱃대 (29.2%) > 솔방울 (27%) > 참깨대 (26.4%) > 고춧대 (25.9%) > 솔잎 (25.5%) ≍ 복숭아나무 전정지 (25.5%) ≧ 옥수수대 (25.3%) ≧ 감나무 전정지 (25.2%) ≧ 벚꽃나무 (24.9%) > 사과나무 전정지 (23.1%) > 대나무 (21.3%) > 배나무 전정지 (19.4%) > 플라타너스 (15.6%) 순으로 담뱃대가 가장 높았고, 플라타너스가 가장 낮았다.

2) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토

- 농림부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성을 검토하기 위해 biochar의 무기성분 용출특성을 조사한 결과 농림부산물 biochar는 1시간까지 무기성분 용출농도가 급격히 증가하였으나, 4시간이후에는 안정적이며 낮은 농도로 유출되었다. 또한 농림부산물 biochar에서 용출되는 무기성분을 제거하기 위한 세척횟수 조사한 결과 3회 이상 세척할 경우 환경정화용으로 사용이 가능할 것으로 판단되었다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 biochar는 여과제나 흡착제 등의 환경정화용으로 충분히 활용 가능할 것으로 판단된다.

3) 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교

- 열분해 온도 및 시간에 따른 농림부산물 biochar의 화학적인 특성은 전반적으로 열분해 온도가 증가함에 따라 EC, T-N, T-P, K, Ca 및 Mg 등과 중금속 함량은 증가하는 경향이었으며, 열분해 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.
- 열분해 온도 및 시간에 따른 농림부산물 종류별 biochar의 SEM으로 표면을 관찰한 결과 대부분의 농림부산물 biochar 표면은 매우 거칠었고, 많은 돌기가 발생되어져 있었으며, 다공성 구조를 관찰할 수가 있었다. 또한 내부 조직은 육각고리 형태를 관찰할 수가 있었다. 농림부산물 종류별 EDS 측정결과 온도가 증가함에 따라 시료표면의 탄소함량이 증가하는 경향이었고, 산소의 함량은 감소하는 경향이였다.
- FT-IR을 이용한 농림부산물 biochar의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching (Bae and Koh, 2011), $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,480\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching (Bae and Koh, 2011), $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었으며, 일반적으로 사용되는 활성탄에서 관찰되는 작용기와 유사하였다.

4) 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

- 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조하기 위해 본 연구에서는 농림부산물 종류별 제조된 biochar에 액상 활성화제제 (0.1N HCl , H_2SO_4 , H_3PO_4)와 분말 활성화제제(KOH , ZnCl_2 , MgO , K_2SO_4)를 이용하여 질소 및 인 흡착능력을 조사하였다. 액상 활성화제제를 이용하여 biochar를 활성화한 경우 질소의 흡착능력은 활성화 이후 향상되었으나, 인의 흡착능력은 큰 차이 없이 전반적으로 낮았다. 분말 활성화제제를 이용하여 biochar를 활성화한 경우 질소 및 인 흡착능력은 모두 향상되었으며, 특히 ZnCl_2 를 이용하여 biochar를 활성화 하였을 때 인에 대한 흡착력이 매우 우수하였다. 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착능력은 활성탄과 비교해서도 우수하였다.

5) Batch실험에서 농림 부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사

- Batch실험에서 농림부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 흡착능 조사한 결과 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 농업부산물의 경우는 담뱃대 biochar가, 임산부산물의 경우는 대나무대 biochar가 가장 높은 흡착능을 보였다. 등온흡착식에 의한 인의 최대흡착능은 농업부산물 중에서는 배나무 biochar와 참깨대 biochar가, 임산부산물 중에서는 대나무대 biochar가 가장 높았다. 농업부산물 종류별 biochar의 중금속 흡착능력을 조사한 결과 고추대 biochar는 납의 흡착능력이 우수하였으며, 담뱃대 biochar는 구리의 흡착능력이 우수하였고, 참깨대 biochar는 카드뮴 흡착능력이 우수하였다.

이상의 결과를 미루어볼 때, 다양한 농업부산물을 이용하여 biochar를 제조할 수 있으며 본 연구에서 제시한 환경정화용 biochar를 제조하기 위한 최적 열분해 온도 및 시간은 각각 600℃ 및 4시간이었다. Biochar의 중금속 및 암모니아 흡착능 조사결과 모든 중금속에 대하여 높은 흡착능을 보였으나, biochar의 인 용출로 인하여 인 흡착제로서 사용은 어려울 것으로 판단되었다. 이에 본 연구에서는 $ZnCl_2$ 로 활성화된 환경정화용 biochar를 개발하였으며, 개발된 환경정화용 biochar는 인에 대해 높은 흡착능을 보였다.

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경 기술 개발 및 실용화

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar의 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화를 위하여 환경정화용 biochar제조 장치를 개발하였으며, biochar를 적용한 자연정화시스템에서 수처리, 여재, 식물 및 미생물을 고려한 자연정화시스템에서 수생태학적 효율성과 지구온난화 영향을 평가를 하였다. 최종적으로 이상의 최적조건 및 개발된 연구결과를 바탕으로 실제현장에 자연정화시스템을 설계 및 시공하여 정화효율 및 온실가스 배출저감 효율을 평가하였으며, 개발된 자연정화시스템의 활용도를 높이기 위해 중금속 및 인 처리 가능성을 평가하였다.

1) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발

- 환경정화용 biochar 제조장치는 1차년도의 제조시스템, 열분해 및 활성화방법 등을 모두 고려하여 열분해와 활성화가 동시에 이루어지는 시스템을 설계 및 제작하였다. 환경정화용 biochar 제조를 위한 최적조건을 구명한 결과 농림바이오매스 종류별 최적 연소시간은 600℃에서 4시간이었으며, 투입크기별 연소시간은 크기에 따라 별 다른 차이 없이 다양한 크기의 biochar 생산이 가능하였다.
- 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화는 현재 환경정화용 biochar 제조장치에서 생산된 biochar와 질소 및 인 처리효율 증대를 위하여 질소의 흡착능력이 뛰어난 제올라이트, 인의 흡착 능력이 높은 방해석 및 제강슬래그 등을 이용하여 최적 입상형 biochar를 막대형, 구형 및 펠릿형 등 다양한 형태를 제조하였다.

2) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가

- 단일 및 복합 중금속 용액에 대한 참깨대 biochar의 최대 흡착능 결과 단일 중금속에 대한 참깨대 biochar의 흡착능력은 뛰어났지만 복합 중금속 용액에 대해서는 대부분 중금속의 흡착능은 경쟁흡착으로 인해 감소하는 경향이였다. 납 및 구리의 흡착능은 단일이나 복합용액에서도 안정적이었으나, 카드뮴과 크롬의 흡착능은 현저하게 감소하는 경향이였다. 이와 같은 결과로 biochar는 광산지역 및 금속가공 공장지대에서 배출되는 중금속 폐수를 정화할 수 있는 여재로 사용이 가능할 것으로 판단되었다.

- Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사는 biochar 종류별 및 왕사와 biochar의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율을 조사한 결과 BOD 처리효율은 전반적으로 79.4-81.2%의 범위였고, SS 및 T-N의 처리효율은 참깨가 각각 91.2 및 41.2%으로 가장 높았고, 인의 경우에는 참깨가 54.6%으로 다른 biochar에 비해 높았다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 환경정화용 biochar의 경우 인의 흡착을 위해서는 반드시 $ZnCl_2$ 등을 활용한 활성화단계가 필요하고, 인공습지 적용시 기존여재에 biochar를 혼합하는 것이 경제성이나 처리효율 면에서 가장 효과적일 것으로 판단된다. 또한 습지에 적용할 수 있는 biochar는 농업 및 산림에서 발생하는 대부분의 부산물들이 적용가능 할 것으로 판단된다.
- 환경정화용 biochar가 적용된 인공습지의 부하량 및 오염원별 안정성 및 대응성을 검토한 결과 본 환경정화용 biochar를 적용한 인공습지는 하수, 폐양액 및 축산폐수 처리에 효과적이나 축산폐수의 경우 유입되는 오염물질 농도가 너무 높아 처리효율이 낮았다. 또한 축산폐수를 제외한 실험대상 폐수에서 부하량에 대한 대응성이 우수하였다.
- 환경정화용 biochar를 이용한 소형의 인공습지에서 수생태학적 효율성을 평가한 결과, 환경정화용 biochar 종류별 T-N 및 T-P 정화효율은 대조구 (왕사 주입 처리구)에 비해 각각 13-23% 및 8-12%가 향상되었다. 특히 참깨대 biochar가 주입된 처리구의 정화효율은 다른 biochar에 비해 높은 처리효율을 보였다.
- 환경정화용 biochar 종류별 BOD 및 SS에 대한 분해속도는 호기성 조의 경우 참깨 > 감나무 > 플라타너스 > 왕사순이었고, 혐기성조의 경우 참깨 > 플라타너스 > 감나무 > 왕사 순이었다. T-N에 대한 분해속도 호기성 조의 경우 참깨 > 플라타너스 > 감나무 > 왕사순이었으며, 혐기성조의 경우 참깨 > 감나무 > 플라타너스 > 왕사 순이었다. T-P에 대한 분해속도는 호기성 조의 경우 참깨 >> 감나무 > 플라타너스 > 왕사순이었으며, 혐기성조의 경우 참깨 > 감나무 > 플라타너스 > 왕사순이었다. 호기성조가 혐기성조에 비해 빠른 분해속도를 보였고, 왕사만 주입된 처리구에 비해 biochar가 혼합된 처리구에서 빠른 분해속도를 보였다.

3) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가

- 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화에 대한 영향을 평가한 결과 오폐수 종류에 따른 온실가스 발생량은 축산폐수 > 하수 > 폐양액 순이었으며, 환경정화용 biochar 종류에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 온실가스 발생량을 보였으며, 호기 및 혐기에 따른 온실가스 발생량은 호기성조에서는 CO_2 및 N_2O 의 발생량이 CH_4 의 발생량 보다 많았으며, 반면에 혐기조의 경우는 CH_4 가 CO_2 및 N_2O 에 비해 많이 발생되었다.
- 소형 인공습지에서 온실가스를 집중 모니터링한 결과, 온실가스 발생량은 오후 12:00-02:00 가장 많은 온실가스가 발생되었다. 처리조별 온실가스 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많았다. Biochar와 왕사가 혼합된 처리구에 온실가스 발생량은 왕사만 주입된 처리구에 비해 작았다. 소형 인공습지에서 장시간 온실가스를 모니터링한 결과,

모든 처리구에서 온실가스 발생량은 시기가 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이였다.

- CO₂와 N₂O 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 발생하였고, CH₄ 발생량은 혐기성조가 호기성조에 비해 많이 발생하였다.
- 호기성조의 온실가스 발생량은 농림부산물 biochar가 혼합된 처리구가 왕사만 주입된 처리구에 비해 낮았으며, 참깨대, 플라타나스 및 감나무 biochar의 온실가스 저감효율은 각각 6.6, 9.6 및 4.1%이었다. 혐기성조의 온실가스 저감효율은 참깨대 biochar가 다른 biochar에 비해 높았다. 전체 습지에서 온실가스 저감 효율은 참깨대 biochar 주입된 인공습지가 30.6%으로 가장 높았다.

4) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 구축

- 열분해 온도에 따라 수생식물의 biochar제조 수율 및 이화학적인 특성을 조사한 결과 수생식물 biochar제조를 위한 최적온도는 600℃이었다.
- 갈대 biochar의 구리 및 카드뮴에 대한 경쟁흡착 특성을 조사하기 위해 인공습지에서 고사된 갈대를 열분해하여 biochar를 제조하고, 제조된 biochar를 batch 및 column 실험에 적용하여 Cu 및 Cd의 단일 및 이성분 용액에서 두 금속 이온간의 경쟁흡착 특성을 조사하였다. Freundlich와 Langmuir 등온흡착식을 이용하여 갈대 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd의 흡착능을 조사한 결과 단일 용액에서는 Cd가 Cu에 비해 높았으나, 이성분 용액에서는 Cu가 Cd에 비해 높았다. Batch 및 Column 실험에서 Cu 및 Cd의 이성분 용액에서의 저감효율을 비교한 결과 batch실험의 경우 Cd는 61% 감소하였고, Cu는 28% 감소하였다.
- 이상의 결과를 미루어 볼 때, Cd는 경쟁 이온이 없는 단일 용액에서는 biochar에 높은 흡착능을 보였으나, 이성분 용액에서는 경쟁관계인 Cu에 의해 상대적으로 흡착능이 감소하였다.
- VF-HF조합형 인공습지에서 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용했을 경우 수생식물을 그대로 방치했을 때에 비해 43.6%의 온실가스 저감효율을 보였다. 따라서 본 연구에서 개발된 수생식물 biochar를 여재에 혼합하여 사용한다면 수질정화능력 향상과 동시에 온실가스 저감효율을 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

5) 인공습지 적용을 위한 biochar활용 중금속 및 인 처리기술

- 습지에서 중금속과 인이 포함된 폐수를 효과적으로 처리하기 위해서는 1차조에는 중금속을 처리할 수 있는 biochar와 왕사의 조합이 최적조건이었으며, 2차조에는 인을 처리하기 위하여 활성화된 biochar와 왕사의 조합이 최적조건이었다.
- 소형 인공습지를 제작하여 도금폐수 부하량에 따른 중금속 및 인 처리효율을 평가한 결과 Zn을 제외한 모든 오염물질을 90%이상의 높은 처리효율을 보였다. 소형 인공습지에서 도금폐수 중 Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 및 P의 처리효율은 90%이상으로 중금속 및 인을 포

함한 폐수처리에 적용이 가능할 것으로 판단된다.

6) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발

- 하수처리를 위한 온실가스 배출저감형 자연정화시스템의 최적조합은 VF-HF조합형이었고, 하수처리를 위한 최적의 부하량은 $1,000 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이었다.

7) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가

- 현장 자연정화시스템에서의 처리시기별 오염물질의 처리효율을 조사한 결과, biochar가 적용되지 않은 자연정화시스템의 BOD, SS, T-N 및 T-P 처리효율은 각각 88.3, 98.2, 73.5 및 93.1%이었으며, biochar가 적용된 자연정화시스템은 각각 92.0, 99.3, 84.4 및 96.3%이었다. 자연정화시스템에서 환경정화용 biochar의 적용은 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 1차조의 경우는 14.9, 9.4, 17.2 및 22.8% 향상시킬 수가 있으며, 2차조의 경우는 3.7, 1.1, 10.9, 및 3.2% 향상시킬 수 있었다.
- 자연정화시스템에서 계절별 오염물질의 처리효율을 조사한 결과, SS와 T-P는 계절적인 영향을 거의 받지 않고 모든 계절에서 높은 처리효율을 보였다. BOD 및 T-N는 여름 > 봄 > 가을 > 겨울 순으로 미생물의 활성이 높은 여름철에 가장 높은 처리효율을 보인 반면, 온도가 낮은 겨울철에 가장 낮은 처리효율을 보였다.

8) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가

- Biochar를 주입한 자연정화시스템에서 지구온난화지수(GWP)는 호기 및 혐기성조가 각각 $198.0 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 및 $106.7 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 이었다. 자연정화시스템에서 biochar 적용에 따른 온실가스 배출저감 효율은 biochar 무처리구 대비 호기성조의 경우 23.8%, 혐기성조의 경우는 36.6%의 온실가스를 저감시킬 수가 있었다.
- 현장 자연정화시스템에서 계절적으로 발생하는 온실가스 배출특성을 보았을 때, 호기성조에서 여름에 CO_2 나 CH_4 의 발생량이 다른 계절에 비해 높게 배출되었으며, 혐기성조의 경우에는 여름에 CH_4 의 배출량이 가장 많았고, 겨울에 가장 적게 배출되었다.

9) 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침

- 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화는 세부사항을 총 8단계로 구분하여 각 단계별로 작성하였으며, 설계시공에 필요한 모든 제반사항 및 재료를 상세히 작성하였다. 관리지침의 경우는 각 처리조별로 세분화하여 작성하였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, 농립바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar는 기존의 자연정화시스템의 여재에 비해 오염물질의 처리효율을 향상시킬 수가 있었으며, 자연정화시스템으로부터 배출되는 온실가스 발생량을 저감시킬 수 있었다. 이와 같이 환경정화용 biochar를 적용한

자연정화시스템은 기후변화대응 친환경적인 기술로 판단되며, 하수처리시설이나 중소규모 자연정화시스템에 활용이 가능할 것으로 판단된다. 또한 겨울철 고사되는 수생식물을 활용한 biochar 제조기술개발은 기존의 습지내에서 발생하는 온실가스를 저감시킬 수 있는 효과적인 방안이라 판단된다.

2. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술개발

가. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 기반구축

농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축을 위해 드럼형 화목 biochar 제조장치와 습식전기로 biochar 제조장치를 개발하였으며, 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성을 검토하기 위하여 농업용 기능성 biochar의 물리적 특성과 화학적 특성을 조사하였다. 또한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발을 위해 농립 부산물 종류별, 수분함량별, 제조방법별, 원료형태별 및 보조물질 혼합에 따른 biochar 제조 효율성을 조사하였으며, 최종적으로 biochar 제조 시스템 운영 최적인자를 결정하였다.

1) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

- 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar 생산을 위해 드럼형 화목 biochar 제조장치와 습식전기로 biochar 제조장치를 제작하였다.
- 드럼형 화목 biochar 제조장치는 고온 및 고열에 잘 견디는 고강도 챔버로 제작되었고, 챔버 안에 부산물을 채워 넣은 후 덮개를 덮어 무산소조건하에서 biochar를 제조하였다.
- 습식전기로 biochar 제조장치는 스테인레스 재질의 챔버에 부산물을 투입하여 뚜껑을 덮고, 질소가스를 주입하여 챔버안을 무산소조건의 혐기성상태로 유지하였으며, 외부 컨트롤러를 이용하여 열분해 온도 및 시간을 정밀하게 조절하여 biochar를 제조하였다.

2) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성 검토

- 농립 부산물의 T-N, T-P, K_2O , CaO 및 MgO의 함량은 종류에 상관없이 각각 0.41~1.20, 0.17~0.34, 0.09~1.44, 0.05~1.30 및 0.03~0.71% 범위로 조사되었다.
- 비료영양학적인 측면에서 농업 부산물의 무기성분 함량은 임산 부산물에 비해 전반적으로 높아 토양개량제로서 가치가 높지만, 양적인 측면에서 임산 부산물의 가용 잠재량이 많아 대량의 토양개량제를 생산하기 위해서는 임산 부산물이 효과적일 것으로 판단된다.
- 농립 부산물 biochar의 단면관찰 결과, 열분해로 인해 유기물이 감소되어 탄소골격구조가 뚜렷하게 분석되었으나, 열분해 온도에 따른 차이는 없었다.
- 농립 부산물 biochar의 표면 특성 분석 결과, 농립 부산물 biochar에는 C, O, K, Mg, Ca

등이 분석되었으며, 그 중 C 함량이 가장 많았고, 열분해 온도가 증가될수록 C 함량이 증가되는 경향이였다.

- 농림 부산물 biochar의 화학적 특성을 조사한 결과, 농림 부산물 biochar의 pH 및 EC는 biochar 종류에 상관없이 열분해 온도가 증가될수록 pH 및 EC가 증가되는 경향이였고, T-N 함량은 열분해 온도 400℃에서 가장 높은 함량을 나타내었고, 500℃ 이상부터는 감소되는 경향이였다. 농림 부산물 biochar의 T-P, K₂O, CaO 및 MgO 함량은 열분해 온도가 증가될수록 부산물 biochar내 함량이 증가되는 경향이였다.
- 농림 부산물을 활용한 biochar 제조는 열분해 온도가 증가되고 열분해 시간이 길어질수록 생산 수율을 낮아지는 경향이였다.
- 농림 부산물 biochar의 생산 수율은 원료종류에 따라 큰 차이 없이 열분해 온도 400℃에서 33.5~46.5% 범위, 열분해 온도 500℃에서 27.7~32.1% 범위, 열분해 온도 600℃에서 24.8~30.2% 범위, 열분해 온도 700℃에서 15.6~29.7% 범위로 조사되였다.
- 농림 부산물의 수분함량에 따른 biochar 제조 수율은 수분함량이 많아질수록 감소하는 경향이였고, 원료형태에 따른 biochar 제조 수율은 큰 차이 없이 비슷하였으며, 보조물질 혼합에 따른 열분해 효율성은 원재료 biochar에 비해 보조물질 혼합 biochar의 생산 효율성이 떨어졌다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, 다양한 농림부산물은 biochar를 제조하기 위한 재료로서 충분히 활용이 가능하며, 제조된 biochar는 다양한 무기성분과 다공성 구조로 충분히 비료학적인 가치를 가지고 있기 때문에 토양에 적용시 작물생육 증진효과나 토양개량제로서의 역할이 충분히 가능할 것으로 판단된다.

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업 기술 개발 및 실용화

농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 생산을 위한 제조장치를 제작하고, 생산기술을 확립하여 효율성을 평가하였다. 농업용 기능성 biochar 토양개량제의 개발을 위한 최적 전처리조건을 도출하였으며, 최적 성형보조제를 선정하여 기능성 입상형 biochar 토양개량제를 제조하였으며, 대량생산을 위한 방안을 검토하였다. 제조된 biochar 토양개량제의 품질 특성 조사를 통하여 토양개량제로 활용 가능성을 검토하였다. 기능성 biochar의 식물재배효과를 검증하기 위해 제작된 biochar 토양개량제를 작물재배시험에 처리조건에 따라 투입한 이후에 작물의 생육, 초장, 엽색도, 토양 호흡량, 토양의 물리·화학적 특성 및 유해성을 조사하였으며, 재배작물 토양내 온실가스 배출량 모니터링을 통하여 biochar 토양개량제의 처리에 따른 온실가스 저감 효율을 평가하였다. 1, 2차년도 연구 결과를 바탕으로 농업용 기능성 biochar를 이용하여 건조 토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과를 구명하였고, 토양조건별 시용수준 및 시용방법을 정립하였으며, 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술을 개발하였다.

1) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가

- 농업용 기능성 biochar를 제조하기 위하여 설계도면 및 3D 모형도를 설계한 이후에 biochar 제조장치를 제작하였다. Biochar제조장치의 구성은 상부 덮개, 하부 용기 및 외부 컨트롤러의 3가지로 구성되었다. 농업용 biochar 제조장치는 내화벽돌을 이용하여 열차단을 최소화 하였으며 내부에 열선을 설치하였고, 스테인레스 재질의 용기를 삽입하였다. 또한 장치내에 bioahcr 제조 활성을 높이기 위하여 N₂ 가스 및 수분조절장치를 설치하였으며, 온도센서를 연결하여 온도를 확인할 수 있게 하였다. 시운전을 통하여 효율적인 생산을 위한 최적조건을 구명하였으며, 그 결과 토양개량용 biochar의 최적조건은 열분해온도는 400℃이었고, 열분해 시간은 4시간이었다.
- 본 연구진이 개발한 기능성 biochar 제조장치와 다른 2가지 제조장치의 효율성을 비교하여 검토한 결과 1회 운영시 생산 수율은 34.5~36.2% 범위이었고, N, P 및 K의 함량은 각각 0.46~1.71, 0.02~0.30 및 0.40~5.67% 범위이었으며, 제조시 ash의 발생량 등을 고려하였을 때 다른 제조장치에 비해 효율성 측면에서 우수한 것으로 평가되었다.

2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 입상형 토양개량제 개발

- 농업용 기능성 biochar의 제조는 농림 부산물인 참깨대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무를 이용하였다.
- 제조된 농림 부산물 biochar를 토양개량제로 제형화 하기 위한 방법으로 제조된 biochar를 막자사발과 분쇄장치를 이용하여 분말상태로 만들었고, 4가지 종류의 성형 보조제 중 경제성 측면을 고려한 후 CMS 성형 보조제를 선택하여 biochar와 혼합하였다. 결합된 biochar를 펜 과립장치와 압출장치를 이용하여 성형한 결과 압출장치가 펜 과립장치에 비해 성형 형태나 성형 방법 등에서 펜 과립장치에 비해 우수하였으며, 압출장치를 이용하여 biochar의 성형 크기를 비교한 결과 0.2 mm 및 0.1 mm가 biochar 토양개량제의 성형 크기에 적합하였다.
- 토양개량제 대량생산을 위한 제조시스템 기반을 구축하기 위해 biochar 제조장치 및 제조방법을 개발하였으며, 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열순환시스템을 개발하였다.

3) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 조사

- 농림 부산물의 종류에 따라 제조된 기능성 biochar 토양개량제의 용적밀도는 참깨대 biochar 토양개량제에서 0.39 g cm⁻³, 사과나무 전정지 biochar 토양개량제에서 0.49 g cm⁻³, 편백나무 biochar 토양개량제에서 0.23 g cm⁻³ 및 대나무 biochar 토양개량제에서 0.46 g cm⁻³으로 조사되었다.
- 제조된 농림 부산물 biochar 토양개량제의 pH, EC, T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 함량은

참깨대 및 사과나무 biochar 토양개량제가 편백나무 및 사과나무 biochar 토양개량제에 비해 전반적으로 높았다.

- 참깨대, 사과나무, 편백나무 및 대나무 biochar 토양개량제에서 조사된 B, Cu, Fe 및 Mn의 함량은 농립 부산물의 종류에 상관없이 각각 2.63~83.0, 3.81~31.8, 265~568 및 85.4~308 mg kg⁻¹ 범위로 검출되었다.
- 농립 부산물 biochar의 유해중금속을 조사한 결과 As는 모든 종류에서 검출되지 않았고, Cd 및 Co의 함량은 편백나무 biochar 토양개량제에서 각각 0.72 및 0.48 mg kg⁻¹으로 검출되었으며, Cr 및 Pb의 함량은 부산물의 종류에 상관없이 각각 1.76~11.5 및 0.97~7.54 mg kg⁻¹ 범위로 검출되었다.
- 기능성 입상형 토양개량제의 잔류농약 245종을 분석한 결과 모든 항목에서 잔류농약이 검출되지 않았다.

4) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증

- 기능성 입상형 토양개량제의 처리에 따른 브로콜리의 생육전경을 조사한 결과 생육 초기 5일째에는 처리구에 따른 차이를 볼 수 없었으나, 재배기간이 경과함에 따라 무처리구 (C)에 비해 토양개량제 처리구의 생육상태가 양호해졌다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 브로콜리의 초장은 biochar 토양개량제 처리구가 무처리구 (C)에서 비해 초장 증가율이 높았다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용이 작물의 생육증진에 미치는 영향을 조사하기 위하여 브로콜리 포트재배 시험에 토양개량제를 수준별로 처리한 후에 조사한 엽색도는 토양개량제의 종류에 상관없이 이식 후 35일까지는 처리구에 상관없이 비슷한 증가추세를 보였으나, 이후 재배기간이 경과함에 따라 처리조건에 따른 엽색도의 차이를 볼 수 있었다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제를 수준별로 처리한 토양에서 조사한 용적밀도는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 각각 1.05 및 1.04 g cm⁻³으로 큰 차이 없이 비슷하였으며, 나머지 처리구에서는 토양개량제의 종류 및 처리조건에 상관없이 0.79~1.02 g cm⁻³ 범위로 조사되었다.
- 농립 부산물 biochar를 처리조건에 따른 토양내 공극률은 용적밀도와 반대의 경향으로 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 토양개량제 처리구에서 부산물의 종류와 처리조건에 상관없이 56.6~65.3% 범위로 조사되었다.
- 기능성 biochar 토양개량제의 종류에 따라 조사된 토양내 pH는 SB50, AB50, HB50 및 BB50 처리구에서 각각 6.21, 5.94, 5.37 및 5.58으로 조사되었고, SB100, AB100, HB100 및 BB100 처리구에서 각각 6.25, 6.22, 5.86 및 5.62으로 조사되었으며, SB200, AB200, HB200 및 BB200 처리구에서 각각 6.54, 6.24, 5.91 및 5.91으로 조사되어 전반적으로 토양개량제 처리구에서 biochar의 투입량이 증가할수록 pH도 증가하는 경향이였다. 토양

내 EC도 pH와 비슷한 경향이였다.

- 제조된 biochar 토양개량제의 처리량에 따른 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량은 전반적으로 토양개량제 처리구에서 biochar의 시용량이 증가함에 따라 토양내 T-N, Avail. P₂O₅의 함량이 증가하는 경향이였다.
- 제조된 biochar 토양개량제의 처리량에 따른 양이온 함량도 상기 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량 변화와 비슷한 경향이였다.
- 기능성 biochar 토양개량제의 수준별 처리에 따른 토양의 호흡량은 상기 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량 변화와 비슷한 경향이였다. 부산물의 종류에 상관없이 토양개량제의 처리량이 증가할수록 토양 호흡량도 많아지는 경향이였으며, 무처리구 (C)에서 가장 낮은 토양 호흡량을 보였다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제의 수준별 처리에 따른 토양내 유해성분을 조사한 결과는 토양환경보전법내 토양오염우려기준에 준하여 비교하였으며, 토양오염우려기준에 해당하는 항목인 As, Co 및 Pb의 함량은 기준치에 미달하였고, 나머지 Co 및 Cr의 함량은 토양개량제 처리구가 무처리구 및 비료처리구에 비해 유해중금속이 낮게 검출되였다.

5) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가

- 브로콜리 재배토양에서 biochar 토양개량제의 처리에 따른 CH₄ 발생량, CH₄ 누적 발생량 및 CH₄ 총 발생량은 토양개량제의 종류에 상관없이 무처리구 (C)에서 가장 높았으며, 토양개량제 처리구에서는 투입량이 많을수록 CH₄의 발생이 낮아지는 경향이였다.
- 이상의 결과를 종합하여 브로콜리재배 중 CH₄의 기본 배출계수는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 0.901 및 0.826 kg ha⁻¹ day⁻¹이었고, 토양개량제 처리조건에서는 투입량에 상관없이 0.505~0.780 kg ha⁻¹ day⁻¹ 범위로 조사되였다.
- Biochar 토양개량제의 처리조건에 따른 브로콜리재배 토양내 N₂O 발생량, N₂O 누적 발생량 및 N₂O 총 발생량은 전반적으로 비료처리구 (F)에서 생육초기 및 전 생육기간 동안 가장 높은 N₂O 발생량을 보였으며, 토양개량제의 처리조건에서는 투입량이 많을수록 N₂O의 발생량이 감소하는 경향이였다.
- 이상의 결과를 종합하여 브로콜리재배 중 N₂O의 기본 배출계수 및 총 배출량도 발생량, 누적 발생량 및 총 발생량의 경우와 비슷한 경향으로 비료처리구 (F)에서 가장 높았으며, 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 발생량이 감소하는 경향이였다.
- Biochar 시용시 토양내 온실가스 저감효율은 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F) 대비 토양개량제 처리구의 온실가스 발생량을 비교 검토하였다. 토양내 CH₄의 저감효율은 무처리구 (C) 대비 14~44% 범위이였으며, 비료처리구 (F) 대비 6~39% 범위이였다. 토양내 N₂O의 저감효율은 무처리구 (C)에 비해 토양개량제 처리구의 N₂O 발생량이 많았으나, 비료처리구 (F)와 비교하였을 경우에는 5~16% 범위로 N₂O가 저감되였다.

6) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조 토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과 구명

- 벼 재배기간 동안 조사된 벼의 엽색도는 건조 토양 및 염류집적 토양에서 각각 21.5~35.3 및 21.1~33.3 범위로 조사되었다.
- 벼의 생육은 염류집적 토양에서 생육한 벼가 건조 토양에서 생육한 벼에 비해 왕성하였으며, 수확량은 건조 토양의 경우 SB (Sesame biochar) (422 g m^{-2}) > BB (Bamboo biochar) > CF (Fertilizer) > Cn (Control) 처리구 순으로 높았고, 염류집적 토양의 경우 SB (802 g m^{-2}) > BB > Cn > CF 처리구 순으로 높았다.
- 벼의 양분흡수효율은 토양 조건에 상관없이 biochar 시용 처리구에서 높은 경향을 보였으며, T-N 및 K의 흡수량이 T-P, Ca 및 Mg의 흡수량에 비해 많았다.
- 건조 토양에서 벼의 양분흡수량은 처리조건에 상관없이 각각 0.93~3.92, 0.20~1.36, 1.80~4.82, 0.45~1.22 및 0.27~0.87 g m^{-2} 범위로 조사되었고, 염류집적 토양에서 벼의 양분흡수량은 처리조건에 상관없이 각각 7.58~8.52, 2.25~4.01, 9.56~14.83, 2.07~2.63 및 2.01~2.50 g m^{-2} 범위로 조사되었다.
- 벼의 총 양분흡수량은 건조 토양 및 염류집적 토양의 SB 처리구에서 각각 12.19 및 31.53 g m^{-2} 으로 다른 처리구에 비해 높았다.
- 벼 수확 후 조사된 토양내 pH, CEC는 토양 조건에 상관없이 biochar를 시용한 SB 및 BB 처리구에서 높게 조사되었다. EC는 건조 토양의 경우 SB 및 BB 처리구에서 가장 높았고, 염류집적 토양의 경우 SB 및 BB 처리구에서 가장 낮게 조사되었다. 토양내 T-N 및 Avail. P_2O_5 는 모든 처리구에서 벼 이앙 전 토양에 비해 감소되었다.

7) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별 시용수준 및 시용방법 정립

- 배추의 생육 증진을 위한 농업용 기능성 biochar의 시용시기를 조사한 결과 논 토양 및 밭 토양에서 배추 이식 2주전 > 배추 이식 1주전 > 배추 이식 당일 순으로 배추의 생체 biomass가 높았다.
- 논 및 밭에서 조사된 배추의 생육은 전반적으로 biochar 시용 처리구에서 높았으며, 논인 경우 biochar 시용 수준에 따른 차이가 없었고, 밭의 경우 biochar 시용 수준이 0.1 ton ha^{-1} 인 처리구에서 가장 높은 배추의 생육을 보였다.
- 논에서 배추의 주중은 SBM ($2.39 \text{ kg plant}^{-1}$) ≍ BBL ≍ SBH ≍ BBM ≍ SBL ≍ BBH ≥ CF > Cn 처리구 순으로 조사되었고, 배추의 근중은 BBH ($19.35 \text{ g plant}^{-1}$) ≥ BBL ≥ SBH ≍ SBM ≍ BBM ≍ SBL > CF > Cn 처리구 순으로 biochar 시용 처리구가 높았으나, 시용 수준에 따른 차이는 없었다 (SB: Sesame biochar, BB: Bamboo biochar, CF: Fertilizer, Cn: Control, L: Low, M: Medium, H: High).
- 밭에서 배추의 주중 및 근중은 SB ≍ BB > CF > Cn 처리구 순으로 높았고, biochar 시용 수준에 따른 배추의 주중 및 근중은 시용량이 100 > 500 > 1,000 kg 10a^{-1} 처리구

순으로 왕성한 생육을 보였다.

8) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발

- 벼 생육기간 동안 조사된 CH₄ 및 N₂O 발생량은 전반적으로 biochar 사용한 처리구가 다른 처리구에 비해 낮게 조사되었다.
- 토양 조건에 따른 CH₄ 발생 특성을 조사한 결과, 건조 토양의 경우 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 2.81~9.56, 2.60~10.62, 1.29~7.75 및 1.46~7.80 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었고, 염류집적 토양의 경우 Cn 처리구는 2.51~7.76 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위, CF 처리구는 1.86~7.77 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위, SB 처리구는 0.48~4.82 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위, BB 처리구는 0.54~4.38 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었다.
- 건조 토양에서 조사된 평균 N₂O 발생량은 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 8.59 (-38.56~76.17 ug N₂O m⁻² hr⁻¹), 96.25 (19.61~363.60 ug N₂O m⁻² hr⁻¹), 60.26 (3.33~263.96 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) 및 65.23 (7.50~284.26 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) ug N₂O m⁻² hr⁻¹으로 조사되었고, 염류집적 토양에서 조사된 평균 N₂O 발생량은 CF (247.88 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) > BB ≥ SB > Cn 처리구 순으로 조사되었다.
- 벼 생육기간 동안 조사된 총 CH₄ 발생량은 건조 토양의 경우 Cn (10.7 g m⁻² 126 day⁻¹) > CF > BB ≥ SB 처리구 순으로 많았고, 염류집적 토양의 경우 Cn (12.8 g m⁻² 126 day⁻¹) > CF > SB > BB 처리구 순으로 많았다. 총 N₂O 발생량은 건조 토양 및 염류집적 토양내 CF 처리구에서 각각 291 및 750 mg m⁻² 126 day⁻¹으로 가장 많았다.
- Biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율을 조사한 결과, 건조 토양의 경우 biochar 사용 처리구의 CH₄ 저감효율은 CF 처리구 발생량 대비 각각 35.8~36.6% 저감효과를 보였고, N₂O 저감효율은 32.2~37.4% 저감효과를 보였다. 염류집적 토양의 경우 biochar 사용 처리구의 CH₄ 및 N₂O 저감효율은 각각 40.0~48.2 및 38.2~38.5%의 저감효율을 보였다.

9) 농립 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토

- 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정 매뉴얼은 부산물 확보, 건조, 열분해, 생산, 분쇄, 성형 및 생산순이었다.
- Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발은 온실가스 저감을 위한 친환경 농업기술과 작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술을 개발하였다.
- 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성을 검토한 결과 biochar 사용으로 인해 벼 및 배추의 수확량이 증가하고, 비용을 대체할 수 있는 효과가 있어 경제성이 매우 뛰어나며, 농가에서 쉽게 biochar를 제조할 수 있어 실용화 가능성이 매우 높을 것이다.

이상의 결과를 종합적으로 볼 때, 농업바이오매스로 제조된 biochar는 토양 물리성 및 화학의 개선효과가 뛰어나며, 다량의 무기성분을 함유하고 있으므로 기존의 화학비료의 사용량을 줄이면서 농가의 경제적인 비용을 절감할 수 있을 것으로 판단되며, 작물 생산성 향상으로 인한 이윤을 추구할 수 있을 것으로 판단된다.

VI. 연구성과 및 성과활용 계획

1. 연구성과

가. 논문게재

게재 연도	논문명	저자			학술지 명	Vol. (No.)	국내외 구분	SCI 구분
		주저자	교신저자	공동저자				
2012	활성슬러지-인공습지 공법에 의한 돈사폐 수처리시스템에서 오정 염물질의 분획별 화효율 평가	김성현	허종수	서동철, 박종환, 이충현, 최정호, 김홍출, 하영래, 조주식	한국환 경농학 회지	31(4)	국내	
2013	참깨 부산물 biochar의 중금속 흡착특성	최익원	조주식	서동철, 강세원, 이상규, 서영진, 임병진, 허종수,	한국토 양비료 학회지	46(1)	국내	
2013	Effects of biochar, cow bone and eggshell on Pb availability to maize in contaminated soil irrigated with saline water	Almar -oi, Y.A.	Ok, Y.S.	Usman, A.R., Ahmad, M., Moon, D.H., Cho, J.S., Joo, Y.K., Jeon, C., Lee, S.S.	Environ -mental Earth Sciences	71	국외	SCI
2013	Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various p y r o l y s i s temperatures	Ahmad ,M.	Ok, Y.S.	Lee, S.S., Rajapaksha, A.U., Vithanage, M. ,zhang,M, Cho, J.S., Lee, S.E.	Bioreso -urce Technol.	143	국외	SCI
2013	Terriglobus aquaticus sp. nov., isolated from an artificial reservoir	Baik, K.S	Seong, C.N.	Choi, J.S., Kwon, J., Hwang, Y.M., Kim, M.S., Kim, E.M., Seo, D.C., Cho, J.S.	IJSEM	63	국외	SCI
2013	Roles of renewable energy technologies in improving the rural energy situation in Nepal: Gaps and opportunities	Gurun -g, A.	Oh, S.E.	Karki, R., Cho, J. S., Park, K. W.	Energy Policy	62	국외	SSCI
2013	폐가축사체의 농업적 재활용을 위한 가축사 폐 액상부산물의 액비 화 조건 구명	서영진	조주식	서동철, 강세원, 이상규, 박주왕, 최익원, 성환후, 강석진	한국환 경농학 회지	32(4)	국내	
2013	돈분액비를 사용한 녹 비보리 및 헤어리베치 의 혼입시기가 벼 수 량에 미치는 영향	강세원	조주식	서동철, 이상규, 서영진, 박주왕, 유진희, 김민태, 강항원, 허종수	한국환 경농학 회지	32(4)	국내	
2014	시설하우스 농업배 수 처리를 위한 인 공습지에서 여재종 류, 조합방법 및 부 하량에 따른 오염물 질 정화효율 평가	이동진	서동철	박종환, 김성현, 윤찬웅, 조주식, 이성태, 허종수	한국하 천호수 학회	47(1)	국내	

(계속)

게재 연도	논문명	저자			학술지명	Vol. (No.)	국내 외 구분	SCI 구분
		주 저자	교신 저자	공동저자				
2014	페로니켈슬래그와 제강급랭 슬래그의 인 흡착특성	박종환	서동철	김성현, 박민규, 강병화, 이상원, 이성태, 최익원, 조주식, 허종수	환 국 환 경 농 학 회 지	33 (3)	국내	
2015	갈대 biochar의 구리 및 카드 뮴 경쟁흡착특성	박종환	서동철	김성현, 신지현, 김홍출	한국환경농 학 회 지	34 (1)	국내	
2015	국내 주요 국가산업단지에서 중금속에 의한 토양오염	정태욱	서동철	최지연, 조은정, 정재은, 지화성, 이경심, 유평중, 김기곤, 박종환, 김성현, 허종수	한국환경농 학 회 지	34 (2)	국내	
2015	Enhancement of nitrate removal in constructed wetlands utilizing a combined autotrophic and heterotrophic denitrification technology for treating hydroponic wastewater containing high nitrate and low organic carbon concentrations	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Agricultur al Water Managem ent		국외	SCI
2015	Enhancement of nutrient removal in a hybrid constructed wetland utilizing an electric fan air blower with renewable energy of solar and wind power	Lee, D.J.	Seo, D.C	Kang, S.W., Park, J.H., Kim, S.H., Chio, I.W., Hwang, T.H., Lim B.J., Jung, S.J., Park, H.N., Cho, J.S.	Journal of Chemistry		국외	SCI
2015	Effect of Volatile Fatty Acid Concentration on Anaerobic Degradation Rate from Field Anaerobic Digestion Facilities Treating Food Waste Leachate in South Korea	Lee, D.J.	Seo, D.C	Lee, S.Y., Bae, J.S., Kang, J.G., Kim, K.H., Rhee, S.S., Park, J.H., Cho, J.S., Chung, J.	Journal of Chemistry		국외	SCI
2015	Enhanced Sulfamethazine Removal by Steam-Activated Invasive Plant-Derived Biochar	Rajapa ksha, A.U.	Ok, Y.S.	Vinthanage, M.,, Ahmad, M, Seo, D.C., Cho, J.S., Lee, S.E., Lee, S.S., Ok, Y.S.	Journal of Hazardous Material	290	국외	SCI

(계속)

게재 연도	논문명	저자			학술지명	Vol. (No.)	국내 외 구분	SCI 구분
		주 저자	교신 저자	공동저자				
2015	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metals by chicken bone-derived biochar: Batch and column experiment	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Kang, S.W., Choi, I.W., Heo, J.S., Delaune, R.D., Seo, D.C.	Journal of Environmental Science and Health	50 (11)	국외	SCI
2015	Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions.	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Chemosphere		국외	SCI
2015	Evaluation of phosphorus adsorption capacity of sesame straw biochar on aqueous solution: influence of activation methods and pyrolysis temperatures	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Environmental Geochemistry and Health		국외	SCI
2013	Comparison of single and competitive metal adsorption by pepper stem biochar	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Archive of Agronomy and Soil Science		국외	SCI
2015	Characteristics of biochar derived from fruit tree pruning wastes and their effects on lead adsorption. Journal of Korean Society for Applied Biological Chemistry	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Kang, S.W., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Journal of Korean Society for Applied Biological Chemistry		국내	SCI
2015	Long-term performance of vertical-flow and horizontal-flow constructed wetlands as affected by season, N load, and operating stage for treating nitrogen from domestic sewage	Kim, S.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Park, J.H., Kang, S.W., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Environmental Science and Pollution Research,		국외	SCI

나. 학술회의 논문발표

발표연도	논문명	교신저자	학술회의명	발표일	장소
2012	Adsorption of fertilizer value of biochar using submerged dead plants in flood control reservoir	조주식	The 4th international biochar congress	2012.9	중국
2012	참깨부산물을 이용한 Biochar의 중금속 오염폐수 처리효과	조주식	한국토양비료학회	2012.10	한국
2012	옥수수과 참깨 부산물 Biochar 제조와 양분 특성에 열분해 온도 및 시간이 미치는 영향	허중수	한국토양비료학회	2012.10	한국
2013	Adsorption of phosphorus in domestic sewage using corn waste biochar	허중수	일본수환경학회	2013.3	일본
2013	Study on adsorption of heavy metals in waste water by reed biochar	조주식	일본수환경학회	2013.3	일본
2013	FT-IR, SEM-EDS와 습식분해법을 이용한 열분해 온도별 벚짚 biochar의 물리화학적 특성	조주식	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	열분해 온도가 보릿짚 biochar의 수율과 화학적 특성에 미치는 영향	조주식	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	참깨부산물 biochar를 이용한 중금속 오염폐수의 pH별 흡착효율 평가	조주식	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	인 제거를 위한 참깨대 biochar의 최적 열분해 온도 및 시간	허중수	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	드럼통 biochar 제조장치에서 생산된 농업부산물 biochar의 화학적 특성	허중수	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	농업부산물인 담뱃대를 이용하여 제조한 biochar의 인 흡착특성	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	Batch 실험에서 활성화된 고춧대 biochar의 인 흡착능력	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	드럼형 biochar 제조장치에서 제조된 콩대 및 참깨대 biochar의 표면특성	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	전기 biochar 제조장치에서 제조된 과수 전정지 biochar의 표면특성	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 비료학적 가치평가	조주식	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	술잎 및 술방울을 이용한 biochar 제조와 화학적 특성	허중수	한국토양비료학회	2013.10	한국

(계속)

발표 연도	논 문 명	교신저자	학술회의명	발표일	장소
2013	과수부산물 biochar의 질소 및 인 용출특성	허중수	한국토양비료학회	2013.10	한국
2013	열분해 온도별로 제조된 고춧대 biochar의 수율과 비료학적 특성	조주식	한국토양비료학회	2013.10	한국
2013	Phosphorus adsorption capacity of biochar obtain from purolysis of sesame waste under different temperatures and activated methods	허중수	ASA,CSSA, and SSSA	2013.11	미국
2013	Adsorption characteristics of heavymetals using	허중수	ASA,CSSA, and SSSA	2013.11	미국
2014	Effect of ZnCl ₂ activattion in tabacco waste biochar on adsorption capacity of phosphorus	허중수	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Mono and multi nutrient adsorption of nitrate-N, Ammonium-N and Phosphorus-P in activated sesame biochar	허중수	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Effect of sesame stalk biochar on growth and nutrient contributions of green manure crops of gramineae and leguminous species in rice green manure crop	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Effect of bamboo biochar on mitigation of greenhouse gases in lettuce cultivation	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Effect of soybean stover biochar on growth of chinese cabbage under different pyrolysis temperatures	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Adsorption characteristics of heavy metals by pepper stalk biochar	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	브로콜리 재배시 대나무 biochar 시용량에 따른 온실가스 배출특성 평가	조주식	한국환경농학회	2014.7	한국
2014	농업부산물을 이용하여 제조한 biochar의 비료학적 특성평가	조주식	한국환경농학회	2014.7	한국

(계속)

발표 연도	논문명	교신저자	학술회의명	발표일	장소
2014	보릿짚 biochar의 중금속 흡착효율 평가	조주식	한국환경농학회	2014.7	한국
2014	참깨대 biochar에서 중금속들의 경쟁흡착 특성	허중수	한국환경농학회	2014.7	한국
2014	Effect of corn stalk derived biochar on bioavailability of heavy metals in inland soil	조주식	Clear 2014	2014.10	한국
2014	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metals by pepper stem derived biochar comparison between batch and column studies	허중수	Clear 2014	2014.10	한국
2014	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metals by pepper stem derived biochar : comparison between batch and column studies	허중수	Clear 2014	2014.10	한국
2014	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metal by chicken bone derived biochar	허중수	Biological waste as resource, with a focus on food waste	2014.12	홍콩
2014	Effect of green manure crops on quality and yield of carrot in carrot cultivation	허중수	Biological waste as resource, with a focus on food waste	2014.12	홍콩
2015	Environmental Science : Global concern & Research challenge (학술상 수상)	조주식	한국환경농학회	2015.9	한국

다. 특허 성과

출원된 특허의 경우					등록된 특허의 경우				
출원 연도	특허명	출원인	출원국	출원번호	등록 연도	특허명	등록인	등록국	등록번호
2013	수처리용 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2013-0 123821	2013	수처리용 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2013- 0123821
2014	폐열 재순환형 바이오차 제조시스템	순천대학교산 학협력단&경 상대학교산학 협력단	대한 민국	10-2014-0 032684	2014	폐열 재순환형 바이오차 제조시스템	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-14187 02
2014	수처리용 황 침착 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2014-0 049661	2015	수처리용 황 침착 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-14852 93
2014	질소 제거를 위한 수처리 용 바이오차 의 황 침착 장치 및 방 법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2014-0 149730	2015	질소 제거를 위한 수처리 용 바이오차 의 황 침착 장치 및 방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-15474 30

라. 기술료 징수 현황

- 본 연구과제의 연구성과물은 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar 에 관련된 것이므로 기업체를 통한 사업화 보다는 영농법인이나 축산농가 및 중, 소규모 하수처리시설에 무상기술이전 계획 중임.
- 본 연구에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar 제조장치의 경우 4건의 특허를 확보하고 있으며, 참여기업과의 협의를 통하여 기술이전을 실시할 계획임.

마. 사업화 현황

- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 biochar는 하수처리시설에 보급할 계획임.
- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar의 농업, 환경 기술은 시장조사 및 정밀 사업성 분석을 실시한 후 사업화를 진행할 예정임.
- 영농법인이나 경종농가에서 본 개발기술의 사업화를 희망할 경우 적극적으로 기술을 지도할 예정임.

바. 인력활용/양성 성과

(1) 인력지원 성과

지원 총인원	지원 대상 (학위별, 취득자)				성별		지역별		
	박사	석사	학사	기타	남	여	수도권	대전	기타지역
13	1	4	8	-	12	1	-	-	13

(2) 장·단기 연수지원 성과

해당사항 없음.

(3) 산업기술인력 양성 성과

해당사항 없음.

사. 경제사회 파급효과

산업지원 성과 (단위 : 건)				고용창출 성과 (단위 : 명)		
기술지도	기술이전	기술평가	합계	창업	사업체 확장	합계
40			40			

- 서부경남지역 주변 영농법인, 경종농가와 토양개량용 biochar의 기술이전을 계획 중에 있음.
- 산청군 축산폐수공공처리시설 및 사천시 진사면 폐수종말처리장과의 환경정화용 biochar의 기술이전에 관하여 협의 중에 있음.
- Biochar 제조와 관련하여 기존의 biochar 제조장치 및 활성탄 제조업체들과 기술이전을 위한 협의를 진행 중에 있음
- Biochar 제조 관련 기술지도 : 8건
 - 국공립 대학 및 연구소로부터 biochar 제조와 관련하여 기술지도를 실시함
- Biochar 분석지원 : 25건
 - Biochar의 물리, 화학적 특성을 조사하여 고효율성 biochar의 제조를 위한 분석지도를 실시함
- 농업, 임업 및 축산업 애로사항 지원 : 7건
 - 현재 농업, 임업, 축산업에서 발생하는 부산물로 인한 농가의 애로사항을 부산물을 활용한 biochar 제조에 의한 자원화로 유도하였고, 토양개량효과 및 환경관리 방안으로서의 적용을 지도하였음

2. 연구성과 활용계획

가. 기대효과

1) 기술적 측면

- 국내 농림활동으로 인한 농림 바이오매스 처리에 본 연구에서 개발된 환경친화형 biochar 제조시스템 활용을 통한 고부가가치 창출
- 다양한 농림 바이오매스와 각종 유기성 폐기물을 활용한 친환경농자재 생산 선도기술 확보 및 국제 경쟁력 강화
- 다양한 농림 바이오매스와 각종 유기성 폐기물 이용 biochar 제조 선도 기술 기반 구축
- 우리나라 농가가 안고 있는 농림 바이오매스 처리 관련 현장애로사항 해결
- 농림 바이오매스의 재활용 기술개발에 의한 환경친화형 자원 재순환시스템 구축

2) 경제·산업적 측면

- 특허출원등록 및 상표 등록을 통한 지식재산권 획득
- 기술개발 완료 후 참여기업에 기술이전 실시에 의한 수입 창출
- 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar를 자급하여 토양개량제, 비료, 농약 구입 등 농산물 관리 비용 절감
- 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조기술 개발을 통한 환경신기술 획득
- 국내 biochar 제조 신기술 산업시장 초기형성 산업화 기반 마련

항 목 \ 산업화 기준	1차년도	2차년도	3차년도	계
직접 경제효과	700,000	770,000	847,000	2,317,000
경제적 파급효과	140,000	154,000	169,400	463,400
부가가치 창출액	10,700	11,770	12,947	35,417
합 계	850,700	935,770	1,029,347	2,815,817

※산정기준 : 국내 농업부산물 생산량 연간 9,182 천톤 (2009년 기준: 국내 농업부산물 전량을 biochar로 생산하는 것으로 가정), Biochar 제조시 60~70%감량 가정

Biochar 가격산정 활성탄의 1/5 (입상탄 : 100만원/m³ (≒460 kg))

경제적 파급효과 : 수처리제나 토양개량제 사용으로 인한 경비절감 효과 (약 20%)

부가가치 창출액 : Biochar 사용으로 인한 CO₂ 고정량 (1,000원/1톤 CO₂ 가정)

(Biochar의 CO₂고정 1 m³ biochar = 2.93 m³ CO₂)

(참고자료: The economic value of biochar in crop production and carbon sequestration, 2010, Washington State University)

나. 활용방안

- 국내 농가 및 산림에서 발생하는 다양한 농림 바이오매스 처리에 본 연구에서 개발된 환경친화형 biochar 제조시스템 기술을 활용
- 농림 바이오매스를 활용한 토양개량제 생산기술을 농가에 보급
- 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar를 환경처리시설에서 활성탄 대체제로 활용
- 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar를 상품화하여 친환경 농자재 보급에 활용
- 다양한 농림 바이오매스를 활용한 자원의 재활용 방안으로 축산 및 도시폐기물 자원 등에도 기술을 활용
- 개발될 본 기술에 의해 우리나라 대부분의 농가가 안고 있는 농림 바이오매스 관련 현장 애로사항을 해결하는데 활용
- 지구온난화 저감을 위한 농업/환경 대응 기술 개발 기반 구축으로 국내 선도기술 확보에 활용
- 국내 biochar 제조 신기술 산업시장 초기형성 산업화 기반 마련에 활용

다. 추가연구의 필요성

본 과제에 의해 개발된 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 농림부산물의 자원화와 수질 및 토양에서의 오염물질 처리 및 작물생산성 향상효과를 동시에 수행할 수 있는 경제성과 효율성을 갖춘 우수한 기술로 판단되며, 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템의 경우 방류수 수질기준을 만족시켰으나 장기간 운영시 배출허용기준 만족 여부에 대한 추가 연구가 필요할 것으로 판단된다. 따라서 본 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템의 장기간 모니터링을 통해 오염폐수의 수명을 예측하여 농가 및 공동이용형 단위에 맞게 처리시설을 규격화하는 연구가 추가적으로 진행되어야 할 것으로 판단된다. 또한 본 연구에서 개발된 biochar 적용 중금속 및 인 처리기술은 연구수행기간이 짧아 중금속 및 인을 처리할 수 있는 최적조건만 도출되었을 뿐 현장에 적용한 연구는 미흡한 단계이다. 이에 biochar를 활용한 중금속 및 인 처리기술을 실제 중금속 폐수가 유입되는 곳에 설계 및 제작하여 오염물질을 처리효율 조사가 필요할 것으로 판단된다. 토양개량용 기능성 biochar의 연구에서는 특정 작물에 대한 생육증진 효과, 토양개량효과에 관한 연구가 진행되었으므로 보다 다양한 작물을 선정하여 작물 생육 및 수량 향상에 관한 연구가 추가적으로 필요할 것으로 판단된다.

라. 타 연구에 활용계획

본 과제에 의해 개발된 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 현재까지 연구된 기술로도 타 공법이나 토양개량제와 비교하여 기술적인 경쟁력을 충분히 갖고 있다. 현재까지 개발된 고농도의 유기성 오염물질, 질소 및 인 처리기술은 다양한 고농도의 오·폐수의 처리에도 적용이 가능할 것으로 판단되어 향후 다양한 폐수처리에 적용할 계획이다. 향후 본 개발기술을 난분해성 폐수처리에도 적용할 계획을 하고 있으나 적용이전에 난분해성 오염물질 분해능력 증대와 질소 및 인의 처리기술의 개선 및 보완이 필요할 것으로 판단된다. 또한 기능성 biochar를 이용한 토양개량효과는 현재 농경지 뿐만 아니라 염농도가 높은 간척지에서의 작물 생육특성이나 토양개량효과에 관한 연구를 계획하고 있으며, 또한 폐광산지역이나 중금속 오염 농경지 등에 biochar를 적용하여 오염물질의 거동특성이나 정화효율 등에 관한 연구를 계획하고 있다.

마. 실용화, 산업화 계획

본 과제에 의해 개발된 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 실제 폐수처리시설 및 농경지에 적용시켜 개발되었기 때문에 향후 공공시설과 영농농법인에 무상기술이전을 통해 실용화 및 산업화할 계획이다. 그리고 본 연구에서 개발된 biochar 제조기술의 사업화 및 실용화를 위하여 참여기업과 사업성을 검토 중에 있으며, biochar 제조기술 관련 특허를 향후에 기술이전을 실시할 계획이다. 또한 본 개발 기술과 관련된 기술지도를 통해 경종농가나 중·소규모의 하수처리시설의 애로사항을 해

결할 수 있게 지도 및 홍보할 계획이다.

바. 교육, 지도, 홍보 등 기술확산 계획

본 과제에 의해 개발된 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 우선 경중농가 및 중소규모 하수처리시설을 대상으로 기술을 보급 및 확산할 계획이며, 교육이나 학회참석 등을 통하여 본 개발기술을 홍보할 계획이며, 현재 경남지역의 국공립 대학 및 연구소에서 biochar의 제조 및 분석기술 관련한 문의가 많이 오고 있으며 biochar의 올바른 이해와 환경정화 및 농업이용기술 등을 지도 및 홍보할 계획이다. 현재까지 농업기술원과 시군 농업기술센터에서 biochar 분석을 의뢰하여 25건에 대한 분석 및 활용지도 지원을 실시하였으며, biochar는 농립부산물을 제외한 다양한 유기성물질과 폐기물의 적용이 가능하기 때문에 biochar제조와 관련한 분석지원은 본 과제 종료 이후에도 꾸준히 분석지원을 진행할 계획이다.

사. 특허, 품종, 논문 등 지식재산권 확보계획

본 연구를 통해 그동안 꾸준히 국내외 저명학술지 (Chemosphere, Journal of Hazardous Material, Environmental Science Pollutant Research, Agricultural Water Management)에 논문을 게재하였고, 국내외 학술발표회에서 다수의 연구성과를 발표하였다. 특히 본 연구결과 중 우수결과는 현재 SCI 저널에 계속 투고할 계획이며, 3차년도 연구결과와 전체적인 종합결과를 이용하여 국내외 저명학술지에 향후 몇 년간 꾸준히 투고하여 본 개발 기술을 홍보하고 보급할 계획이다.

SUMMARY

1. Production of eco-friendly functional biochar using agricultural and forestry biomass and development of environmental technologies for climate change adaptation

- 1) The basic study for production of eco-friendly functional biochar using agricultural and forestry biomass and development of environmental technologies for climate change adaptation

Physico-chemical properties of Agricultural and Forestry Biomass (AFB) biochars were analyzed. The pH of AFB biochars increased as pyrolysis temperature increased, suggesting that higher pyrolysis temperature led to the higher pH of the biochars. AFB biochar yield decreased with pyrolysis temperature increasing. Yield of biochar (pyrolysis temp: 600°C; pyrolysis time: 4hr) obtained from different AFB decreased in the order tobacco (29.2%) > fine bark (27%) > sesame (26.4%) > pepper (25.9%) > fine needle (25.5%) \approx fitch (25.5%) \geq corn (25.3%) \geq persimmon (25.2%) \geq cherry blossoms (24.9%) > apple (23.1%) > bamboo (21.3%) > pear (19.4%) > Platanus (15.6%). The Yield of the tobacco biomass were greater than the other AFB, whereas platanus biomass had the lowest yield among the tested AFB biochars. The C and T-P contents (%) were increased, whereas O and H contents (%) were decreased with pyrolysis temperature increasing. Total nitrogen content of AFB biochar decreased by 7–18% when the temperature was increased 600°C compare to 400°C. Morphology and surface structural changes in AFB biochar were also influenced by pyrolysis temperature. In general, surface area increases with an increase in pyrolysis temperature. The results demonstrated by an Energy Dispersive Spectrometer (EDS) was analysis the element composition in biochars derived different AFB at 300, 400, 500 and 600°C. A rise in pyrolysis temperature increased C content, whereas H and O contents decreased, thereby indicating dehydration and deoxygenation of the biomass.

The FTIR spectra for AFB biochar (pyrolysis temp. 300, 400, 500, and 600°C) were showed. Several peaks were observed in the AFB biochar. The FTIR spectra of biochars were similar (except for C-H stretching band) regardless of feedstock type.

For biochar obtained from AFB, the peaks were related to symmetric C-O stretching and aromatic C-H groups at 885 cm^{-1} . The peak at 1,440 cm^{-1} in all tested FTPW biochars indicated the presence of aromatic C=C stretching. The peak observed at 1,514 cm^{-1} in the FTPW biochar could be attributed to secondary aromatic amines. The aromatic C=C stretching and C=O stretching of conjugated ketones and quinones (C=C and C=N

functional groups) for FTPW biochars produced from pear, apple and persimmon were identified in the band from 1,595 - 1,600 cm^{-1} . The peaks at 1,645-1,653 cm^{-1} decreased in all tested FTPW biochars at 600°C as compared to biochar at 300°C which are related to C=O stretching vibrations for amides.

The C - H stretching bands at 2,930 cm^{-1} (asymmetric) and 2,870 cm^{-1} (symmetric) were assigned to the $-\text{CH}_2$ and $-\text{CH}_3$ groups for the AFB biochar produced from pear (except for apple and persimmon) for at 300°C, respectively (Das et al., 2009; Keiluweit et al., 2010). The peaks at 2,930 cm^{-1} (asymmetric) and 2,870 cm^{-1} (symmetric) decreased in pear tree pruning waste biochar at 600°C as compared to pear tree pruning waste biochar at 300°C. The broad band near 3,300 cm^{-1} for the AFB biochars derived from pear, apple and persimmon at 300°C were attributed to the stretching vibration of hydrogen-bonded hydroxyl groups, whereas it decreased as pyrolysis temperature increased.

The P release characteristics of biochars derived from sesame straw at different pyrolysis temperatures were next investigated. About 0.300 mg L^{-1} , in the form of inorganic phosphate, was rapidly released from the sesame straw biochar produced at 600°C in the first 1 h. After 1 h, only a slight increase in the concentration of P released was observed. The curve in results reached a strict asymptotic plateau, suggesting the amount of P released from biochar was limited. The concentrations of P released from the sesame straw biochar samples produced at 300, 400 and 500°C displayed similar trends as that at 600°C. In particular, the concentration of released P increased rapidly, and most of the P was released in the first 1 h. The concentrations of P released from the sesame straw biochar samples produced at 300, 400, 500 and 600°C were measured to be 0.125, 0.181, 0.236 and 0.336 mg L^{-1} after 16 h of treatment, respectively.

The amounts of P released per unit weight of biochar at 16 h reached 62.6 mg g^{-1} at 300°C, 90.6 mg g^{-1} at 400°C, 118.1 mg g^{-1} at 500°C, and 168.2 mg g^{-1} at 600°C. After 1 h, the P release rate in water became slower in all cases. The amounts of P initially released from the sesame straw biochar increased as the pyrolysis temperature increased.

To summarize, the release of P from biochar can be influenced by various factors (element, coexisting anions, cation bridge, etc).

Based on the above results, sesame straw biochar cannot be used as an adsorbent for P removal without change in the physicochemical characteristics, due to the P release. Therefore, to increase the P adsorption of biochar in aqueous solution, various activation methods and pyrolysis temperatures for sesame straw biochar were applied herein.

The amount of P adsorbed per unit weight of biochar activated with different activation agents were in the following order: $\text{ZnCl}_2 > \text{MgO} \gg 0.1\text{N-HCl} > 0.1\text{N-H}_2\text{SO}_4 > \text{K}_2\text{SO}_4 \geq$

KOH \geq 0.1N-H₃PO₄. Notably, the amount of P adsorbed by the biochar activated with ZnCl₂ was the greatest among all the tested activating agents. Based on the above results, ZnCl₂ was the optimum activation agent for biochar, suggesting that ZnCl₂-activated biochar can be used as an effective adsorbent for the adsorption of P from water and wastewater.

Batch experiments were conducted to determine the adsorption characteristics of various AFB biochars for the Pb, Cu and Cd. Adsorption behaviors of the Pb, Cu and Cd. by AFB biochars were evaluated using both the Freundlich and Langmuir adsorption isotherm equations. Based on the results, adsorption capacity of the biochar from all AFB studied could be used for removing Pb, Cu, Cd and other metal from wastewater.

- 2) Production of eco-friendly functional biochar using agricultural and forestry biomass and development and commercialization of environmental technologies for climate change adaptation

To obtain optimum conditions of biochar manufacturer apparatus, manufacturer efficiencies of biochar under different incineration time and raw material amounts were investigated. Therefore, to manufacture biochar in biochar manufacturer apparatus, the optimum incineration time was 4hr (600°C), and optimum raw material amount was 40 kg m⁻³. Amounts of biochar manufactured in optimum condition (incineration time: 4hr, raw material amount: 40 kg m⁻³) was 11.44 kg m⁻³.

In order to verify the availability of biochar produced from eco-friendly biochar apparatus, phosphorus adsorption capacity of biochar under different pyrolysis system (electric furnace type and eco-friendly type) was investigated. As a result, eco-friendly type biochar has high phosphorus adsorption capacity than electric heating type. Eco-friendly biochar was Formulated and standardized as follows: biochar was mixed the zeolite, calcite and slag to improve the treatment efficiency of nitrogen and phosphorus. And mixed biochar has the ability to create a variety of forms (Linear, rod-shaped, spherical)

Objective of this research was to evaluate adsorption of heavy metals in mono and multimetal forms onto sesame straw biochar (SSB). Competitive sorption of metals by SSB has never been reported previously. The maximum adsorption capacities (mg g⁻¹) of metals by SSB were in the order of Pb (102) >> Cd (86) >> Cr (65) > Cu (55) >> Zn (34) in the monometal adsorption isotherm and Pb (88) >> Cu (40) >> Cr (21) > Zn (7) \geq Cd (5) in the multimetal adsorption isotherm. Based on data obtained from the distribution coefficients, Freundlich and Langmuir adsorption models, and three-dimensional simulation,

multimetal adsorption behaviors differed from monometal adsorption due to competition. Especially, during multimetal adsorption, Cd was easily exchanged and substituted by other metals. Further competitive adsorption studies are necessary in order to accurately estimate the heavy metal adsorption capacity of biochar in natural environments.

To improve the pollutants removal efficiencies of filter media, the phosphorus removal efficiencies in seven columns (coarse sand with different activated biochar levels) were investigated. The removal efficiencies for BOD, SS, T-N and T-P in the effluent in column with Coarse sand and sesame biochar (3:1) were 81.2, 91.2, 41.2 and 54.6, respectively. Removal rate of pollutants in column with coarse sand and biochar was higher than other column. As a result, the optimum ratio of coarse sand : biochar was found to be 3:1 for pollutants removal in constructed wetlands.

To treat wastewater in small-scale livestock wastewater apparatus, the treatment efficiency of pollutants were investigated under different types of wastewater and wastewater loading. In the case sewage and hydroponic wastewater, pollutants in effluent in constructed wetlands were treated in the stable. However, in the case of livestock wastewater, removal rate of pollutants in water in small-scale constructed wetlands was decreased. Because it was very high concentration of pollutants. Also, removal efficiency of pollutants according to livestock wastewater load increases was decreased. Removal rates of BOD and SS in biochar were similar with control as coarse sand. But, in biochar, removal rates of T-N and T-P were higher than control. Especially, Removal rate of pollutants in water in constructed wetland with sesame biochar was higher than constructed wetland with other biochar

Accordingly, it is determined will be also possible to use a mixture of different types of biochar. In addition, by using the functional biochar process the nitrogen, phosphorous , it can be expected improved water purification effect. Therefore, we believe there are enough good things to the filter media of wetlands.

In order to effectively treat sewage in small-scale constructed wetlands decomposition velocities of pollutants under different filter media in constructed wetlands were investigated. The decomposition velocity (K ; day^{-1}) of BOD in 1st bed was 2.8522 d^{-1} for coarse sand, 3.8448 d^{-1} for sesame biochar, 2.9984 d^{-1} for platanus biochar and 3.4012 d^{-1} for persimmon biochar. The decomposition velocities (K ; day^{-1}) of BOD in 2nd with coarse sand, sesame biochar, platanus biochar and persimmon biochar were 1.2599, 1.6656, 1.5189 and 1.5171 d^{-1} , respectively. The decomposition velocity (K ; day^{-1}) of SS in 1st bed was 3.1942 d^{-1} for coarse sand, 4.2315 d^{-1} for sesame biochar, 3.5888 d^{-1} for platanus biochar and 3.4012 d^{-1} for persimmon biochar. The decomposition velocities (K ; day^{-1}) of SS in 2nd

with coarse sand, sesame biochar, platanus biochar and persimmon biochar were 1.2259, 2.0800, 1.6931 and 1.7071 d^{-1} , respectively. The decomposition velocity (K ; day^{-1}) of T-N in 1st bed was 0.7597 d^{-1} for coarse sand, 1.3181 d^{-1} for sesame biochar, 1.1543 d^{-1} for platanus biochar and 1.2157 d^{-1} for persimmon biochar. The decomposition velocities (K ; day^{-1}) of T-N in 2nd with coarse sand, sesame biochar, platanus biochar and persimmon biochar were 0.3607, 0.6712, 0.4897 and 0.5149 d^{-1} , respectively. The decomposition velocity (K ; day^{-1}) of T-P in 1st bed was 2.1676 d^{-1} for coarse sand, 3.1420 d^{-1} for sesame biochar, 2.4067 d^{-1} for platanus biochar and 2.9948 d^{-1} for persimmon biochar. The decomposition velocities (K ; day^{-1}) of T-P in 2nd with coarse sand, sesame biochar, platanus biochar and persimmon biochar were 0.6750, 1.3142, 1.0509 and 1.0643 d^{-1} , respectively. Decomposition velocities of pollutant in constructed wetland using sesame biochar was higher than other biochar.

Global warming impact assessment of biochar is to investigate the greenhouse gas emissions generated pattern, and as focusing and long-term monitoring in a compact evaluate the greenhouse gas reduction efficiency of biochar. Greenhouse gas emissions under different wastewater in constructed wetlands was in the other livestock wastewater > sewage > hydroponic wastewater. Greenhouse gas emissions of eco-friendly biochar were similar regardless of biochar type

In the case aerobic bed, CO_2 and N_2O emission was higher than CH_4 emission. In contrast, CH_4 emission in anaerobic bed was higher than CO_2 and N_2O emission. As intensive monitoring result of greenhouse gas emissions in constructed wetland, greenhouse gas emission starting at am 6:00 increased, was highest greenhouse gas in pm 12:00-2:00. and it tend to decrease after pm 6:00. Greenhouse gas emission in aerobic bed were higher than the anaerobic bed. Greenhouse gas emission in constructed wetlands with biochar was lower than those in constructed wetlands without biochar.

As long-term monitoring result of greenhouse gas emissions in constructed wetland, greenhouse gas emissions was increased as the treatment time increasing. greenhouse gas emissions are closely related to the temperature. CO_2 emission in aerobic bed occurred more than anaerobic bed. CO_2 emission in aerobic bed used platanus biochar was highest as compared with other filter media. In the case anaerobic bed, CO_2 emission of coarse sand was higher than other filter media. CH_4 emission in anaerobic bed occurred more than aerobic bed. CH_4 emission in anaerobic bed used sesame biochar was lowest as compared with other filter media. N_2O emission in aerobic bed occurred more than anaerobic bed. N_2O emission in aerobic bed used coarse sand was highest as compared with other filter media. In the case anaerobic bed, N_2O emission of sesame biochar was lower than other

filter media.

Greenhouse gas emissions in constructed wetlands with biochar been reduced as compared with constructed wetland without biochar. In the case aerobic bed, reduction efficiency of greenhouse gas emission of sesame, platanus and persimmon biochar were 6.6, 9.6 and 4.1%, respectively. Platanus biochar showed the highest reduction efficiency of greenhouse gas emission in aerobic bed. In the case anaerobic bed, Reduction efficiency of greenhouse gas emission of sesame, platanus and persimmon biochar were 24.1, 15.6 and 11.4%, respectively. Sesame biochar showed the highest reduction efficiency of greenhouse gas emission in anaerobic bed. As a result, the application of biochar in the constructed wetland will be an effective solution capable of reducing the greenhouse gas.

The aim of this study was to evaluate the biochar characteristics derived from water plant and their effects on heavy metals adsorption. Based on results from heavy metals adsorption, surface area, pH and carbon content, the optimum pyrolysis temperature was 600°C for heavy metals adsorption capacity.

Batch and column experiments were conducted to evaluate the competitive adsorption characteristics of the biochar for Cu and Cd. In the batch experiments, the maximum adsorption capacity of Cd (63 mg g^{-1}) by biochar was higher than that for Cu (55 mg g^{-1}) in the mono-metal adsorption isotherm. On the other hand, the maximum Cu adsorption capacity (40 mg g^{-1}) by biochar was higher than that for Cd (25 mg g^{-1}) in the binary-metal adsorption isotherm. Cu was the most retained cations. Cd could be easily exchanged and substituted by Cu. The amounts of adsorbed metals in the column experiments were in the order of Cd (121 mg g^{-1}) > Cu (96 mg g^{-1}) in mono-metal conditions, and Cu (72 mg g^{-1}) > Cd (29 mg g^{-1}) in binary-metal conditions. Overall, the results demonstrated that competitive adsorption among metals increased the mobility of these metals. Particularly, Cd in binary-metal conditions lost its adsorption capacity most significantly.

In 1st and 2nd beds of natural purification system with water plant, the greenhouse gas emission were 254.1 and $211.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ (CO₂-equivalent), respectively. Greenhouse gas emission in 1st and 2nd beds of natural purification system with waster plant biochar were $152.8 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ and $109.9 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ (CO₂-equivalent), respectively. Greenhouse gas emission in natural purification system with biochar lower than natural purification system without biochar. In natural purification system with water plant biochar, the reduction rate of greenhouse gas emission was 43.6% compare to natural purification system with water plant.

Removal rate of heavy metal by sesame straw biochar under different ratio of water

plant biochar did not differ regardless. Thus, water plant biochar and agricultural biochar can be used single or in combination regardless of the different ratio.

The specific objectives was to develop the heavy metals and phosphorus removal technologies using biochar and activated biochar in constructed wetlands for treating plating wastewater. Hybrid adsorption system with biochar and activated biochar can be more efficient in heavy metals and phosphorus revmoval than single biochar and activated biochar.

For applying biochar and activated biochar to the constructed wetlands, to effectively treat plating wastewater utilizing biochar in column experiments, the optimum configuration method for constructed wetlands was C system (biochar for treating heavy metal in 1st HF; activated biochar for treating phosphorus in 2nd HF). Optimum wastewater load was $30 \text{ m}^{-2} \text{ ay}^{-1}$ for treating plating waste water containing heavy metals and phosphorus using constructed wetlands with biochar and activated biochar. The removal efficiencies of heavy metals and phosphor using plating wastewater were above 90% in HF-HF constructed wetlands with biochar and activated biochar. Therefore, a combined biochar and activated biochar in HF-HF constructed wetlands would be more suitable than other filter media (conventional technology in constructed wetlands) for treating heavy metals and phosphorus in wastewater.

In 1st bed of natural purification system without biochar, the removal efficiencies for BOD, SS, T-N and T-P in the effluent were 37.7, 82.1, 30.7 and 62.5%, respectively. Removal efficiencies for BOD, SS, T-N and T-P in the effluent in 2nd bed of natural purification system without biochar were 98.3, 98.2, 73.5 and 93.1%, respectively. In natural purification system with biochar, the removal efficiencies for BOD, SS, T-N and T-P in the effluent in 1st bed were 52.6, 91.5, 47.9, 85.3%, respectively. Removal efficiencies for BOD, SS, T-N and T-P in the effluent in 2nd bed of natural purification system with biochar were 92.0, 99.3, 84.4 and 96.3%, respectively.

Removal rates of BOD, SS, T-N and T-P in effluent on spring, summer and autumn was slightly higher than winter. Removal rates of BOD, SS, T-N and T-P in effluent on summer was the highest on seasons.

Removal rate of pollutants in natural purification system with biochar higher than natural purification system without biochar. For increasing the BOD, SS, T-N and T-P removals in natural purification system, the biochar are recommended.

In 1st and 2nd beds of natural purification system without biochar, the greenhouse gas emission were 259.7 and 93.1 $\text{mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ (CO₂-equivalent), respectively. Greenhouse gas emission in 1st and 2nd beds of natural purification system with biochar were 98.0 mg m^{-2}

hr⁻¹ and 106.7 mg m⁻² hr⁻¹(CO₂-equivalent), respectively. Greenhouse gas emission in natural purification system with biochar lower than natural purification system without biochar. Greenhouse gas emission on spring, summer and autumn in natural purification method with and without biochar was slightly higher than winter. Greenhouse gas emission in natural purification method with and without biochar on summer was the highest on seasons. In natural purification system with biochar, the reduction rate of greenhouse gas emission was 28.8% compare to natural purification system without biochar.

2. Production of Eco-friendly Functional Biochar using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Agricultural Technologies for Climate Change Adaptation

- 1) The basic study for production of eco-friendly functional biochar using agricultural and forestry biomass and development of agricultural technologies for climate change adaptation

To develop high functionality biochar using agricultural and forestry wastes, establishment of production technology of biochar and soil amendment effect of biochar were investigated. Our study for biochar production using agricultural and forestry wastes was develop production equipments of biochar produced drum and electric furnace type. The T-N, T-P, K₂O, CaO and MgO contents of agricultural and forestry wastes were ranged from 0.41 to 1.20, 0.17 to 0.34, 0.09 to 1.44, 0.05 to 1.30 and 0.03~0.71%, respectively. The fertilizer value of agricultural waste was higher than forestry waste, but amounts of forestry waste was higher than agricultural waste. SEM of agricultural and forestry biochar was observed carbon structure, was not significantly different pyrolysis temperatures. SEM of agricultural and forestry biochar was detected C, O, K, Mg and Ca etc., and biochar pyrolyzed 700°C was increased C content. Biochar produced from agricultural and forestry wastes under different pyrolysis temperatures was higher in the order of pyrolysis 700°C > 600°C > 500°C > 400°C for pH, EC, T-P, K₂O, CaO and MgO. Yields of biochar produced using agricultural and forestry wastes were ranged from 33.5 to 46.5% for pyrolysis 400°C, 27.7 to 32.1% for pyrolysis 500°C, 24.8 to 30.2% for pyrolysis 600°C and 15.6 to 29.7% for pyrolysis 700°C, respectively. Production efficiency of biochar using agricultural and forestry wastes was increased by reducing water content or without supplementary materials.

- 2) Production of eco-friendly functional biochar using agricultural and forestry biomass and development and commercialization of agricultural technologies for climate change adaptation

To develop high functionality biochar of agricultural using agricultural and forestry wastes, effect evaluation of biochar on soil amendment efficiency and global warming were investigated. Biochar production equipment using furnace was carried out using anaerobic condition equipment by injection of N₂ gas. The controller of the furnace was programmed to drive the internal biomass chamber temperature to 400°C at rate of 3°C min⁻¹, after which the peak temperature was held for 1 hour. Biochar yield produced through equipment was ranged from 34.5 to 36.2%, and the N, P, K contents of biochar were ranged from 0.46 to 1.71, 0.02 to 0.30 and 0.40 to 5.67%, respectively. Also, ash amount of biochar produced was lower than other equipments. Sesame stalk, apple tree branch, hinoki cypress and bamboo were used to produce biochar as raw materials. For mass production of biochar, production equipment was developed using waste heat circulating type. Bulk density of biochar under different agricultural and forestry wastes was 0.39 g cm⁻³ for hinoki cypress biochar (HB), 0.49 g cm⁻³ for apple tree branch biochar (AB), 0.23 g cm⁻³ for sesame stalk biochar (SB) and 0.46 g cm⁻³ for bamboo biochar (BB). The pH, EC, T-N, T-P, K, Ca and Mg of SB and AB were higher than HB and BB. B, Cu, Fe and Mn contents of SB, AB, HB and BB were detected 2.63~83.0, 3.81~31.8, 265~568 및 85.4~308 mg kg⁻¹ range, respectively. As contents of biochar using agricultural and forestry wastes were not detected, and the contents of Cr and Pb under different biochar were ranged from 1.76 to 11.5 and 0.97 to 7.54 mg kg⁻¹, respectively. The pesticide residue of SB, AB, HB and BB were not detected. Growth characteristics of broccoli by biochar application were higher biochar application treatments than other treatments. The leaf color of broccoli was not significantly different all treatments. The pH of harvested broccoli soil without biochar applications was ranged from 6.21 to 6.54 for SB treatment, 5.94 to 6.24 for AB treatment, 5.37 to 5.91 for HB treatment and 5.58 to 5.91 for BB treatment. T-N and Avail. P₂O₅ contents of harvested broccoli soil were higher in the order of 200 kg 10a⁻¹ > 100 kg 10a⁻¹ > 50 kg 10a⁻¹ treatment without biochar types. In broccoli cultivation, CH₄ and N₂O emission under different biochar applications were generally decreased more biochar application in sampling period. Total CH₄ fluxes in treatments of biochar application were decreased 14~44% and 6~39% than control and fertilizer treatments, respectively. Total N₂O fluxes in treatments of biochar application were decreased 5~16% than fertilizer treatment.

To develop functionality biochar using agricultural and forestry wastes, eco-friendly

agricultural technology and commercialization for reduction of greenhouse gas were investigated.

The leaf color of rice during rice cultivation was ranged from 21.5 to 35.3 for aridic soil and 21.1 to 33.3 for saline soil, respectively. The growth of rice in saline soil was higher than rice growth. Rice yield in aridic soil was higher in the order of sesame stalk biochar (SB) (422 g m^{-2}) > bamboo biochar (BB) > fertilizer (CF) > control (Cn) treatments. Rice yield was higher in the order of SB (802 g m^{-2}) > BB > Cn > CF treatments in saline soil.

The efficiency of nutrient uptake on rice without soil conditions were higher biochar application treatments than those in other treatments. Also, amounts of T-N and K uptake were higher than T-P, Ca and Mg. Total amounts of T-N, T-P, K, Ca and Mg uptake of rice in all treatments in aridic soil were ranged from 0.93 to 3.92, 0.20 to 1.36, 1.80 to 4.82, 0.45 to 1.22 and 0.27 to 0.87 g m^{-2} , respectively, and total amounts of T-N, T-P, K, Ca and Mg uptake of rice in all treatments in saline soil were ranged from 7.58 to 8.52, 2.25 to 4.01, 9.56 to 14.83, 2.07 to 2.63 and 2.01 to 2.50 g m^{-2} , respectively. The total nutrient in SB treatment of aridic soil and saline soil was 12.19 and 31.53 g m^{-2} , respectively, than those other treatments.

The soil pH and CEC in all treatments without soil conditions were obviously higher after rice harvesting than that raw soil. Soil EC of Cn, CF, SB and BB treatments in aridic soil was slightly increased than raw soil, in contrast, EC of SB and BB treatments in saline soil were generally decreased. Fresh biomass of Chinese cabbage under different application time of biochar was higher in the order of before 14 days > before 7 days > 0 days on transplantation of Chinese cabbage in paddy and upland soils. In paddy and upland, growth of Chinese cabbage was higher biochar application treatments than other treatments. Growth of Chinese cabbage under different biochar application levels in paddy was not significantly different treatments.

In upland, growth of Chinese cabbage was higher SBL and BBL treatments ($100 \text{ kg } 10\text{a}^{-1}$) than other biochar application treatments (500 and $1,000 \text{ kg } 10\text{a}^{-1}$). The above ground of Chinese cabbage in paddy was higher in the order of SBM ($2.39 \text{ kg plant}^{-1}$) \approx BBL \approx SBH \approx BBM \approx SBL \approx BBH \geq CF > Cn treatments, and below ground of Chinese cabbage was higher in the order of BBH ($19.35 \text{ g plant}^{-1}$) \geq BBL \geq SBH \approx SBM \approx BBM \approx SBL > CF > Cn treatments. In upland, above and below ground of Chinese cabbage were higher in the order of SB \approx BB > CF > Cn treatments, respectively, the lower biochar applied the higher growth of Chinese cabbage. Regardless of soil conditions, CH_4 and N_2O emissions were generally decreased biochar application treatments in

sampling period. The CH₄ emission of Cn, CF, SB and BB treatments in aridic soil were ranged from 2.81 to 9.56, 2.60 to 10.62, 1.29 to 7.75 and 1.46 to 7.80 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, respectively.

In saline soil, CH₄ emission was 2.51~7.76 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ for Cn treatment, 1.86~7.77 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ for CF treatment, 0.48~4.82 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ for SB treatment and 0.54~4.38 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ for BB treatment. In aridic soil, N₂O average emission of Cn, CF, SB and BB treatments were 8.59 (-38.56~76.17 µg N₂O m⁻² hr⁻¹), 96.25 (19.61~363.60 µg N₂O m⁻² hr⁻¹), 60.26 (3.33~263.96 µg N₂O m⁻² hr⁻¹) and 65.23 (7.50~284.26 µg N₂O m⁻² hr⁻¹) µg N₂O m⁻² hr⁻¹, respectively. The N₂O average emission was higher in the order of CF (247.88 µg N₂O m⁻² hr⁻¹) > BB ≥ SB > Cn treatments.

Total CH₄ flux during rice cultivation was higher in the order of Cn (10.7 g m⁻² 126 day⁻¹) > CF > BB ≥ SB treatments for aridic soil, Cn (12.8 g m⁻² 126 day⁻¹) > CF > SB > BB treatments for saline soil. Total N₂O fluxes in aridic soil and saline soil were higher 291 and 750 mg m⁻² 126 day⁻¹ for CF treatment, respectively. Biochar application shown that the cumulative CH₄ and N₂O fluxes in aridic soil were decreased 35.8~36.6 and 32.2~37.4% than CF treatment. In saline soil, the cumulative CH₄ and N₂O fluxes were decreased 40.0~48.2 and 38.2~38.5% than CF treatment. Process manual of biochar using agricultural and forestry wastes was produced through obtained wastes, dry of wastes, pyrolysis of wastes, biochar production, biochar amendment.

Eco-friendly agricultural technology of biochar using agricultural and forestry wastes was developed reduction of greenhouse gas and improvement of crop yield. On the economic and commercialization aspect, biochar application into the soil was very useful method to increase soil properties and crop yield.

CONTENTS

SUMMARY	33
CONTENTS	50
Chapter 1. Outline and Performance objectives of Research Program	64
Section 1. Objectives of Research Program	64
Section 2. Research Performance Against Goals	73
Chapter 2. Current Status of This Research Program	74
Section 1. Current Status of This Research in Korea	74
Section 2. Current Status of This Research in Overseas	76
Chapter 3. Investigation and Results	81
Section 1. Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Environmental Technologies for Climate Change Adaptation	81
1. Introduction	81
2. Materials and Methods	86
1) The Basic Study for Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Environmental Technologies for Climate Change Adaptation	86
(1) Materials	86
(2) Experiment Apparatus	86
(3) Methods	92
① Basic Construction of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System Using Agricultural and Forestry Biomass	92
② Feasibility Study of an Eco-friendly Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass	92
③ Investigation of Physico-chemical Characteristics of Biochar under Different Agricultural and Forestry Biomass	92
④ Production of an Eco-friendly Biochar using Agricultural and Forestry Biomass ·	93

⑤ Investigation of Adsorption Characteristics of Pollutants Using Biochar Derived from Different Agricultural and Forestry Biomass in Batch Experiment	94
(4) Analysis	97
2) Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development and Commercialization of Environmental Technologies for Climate Change Adaptation	97
(1) Materials	97
(2) Experiment Apparatus	108
① Design and Construction of Column apparatus	108
② Design and Construction of Lab-scale Constructed Wetlands	109
③ Design and Construction of Small-scale Constructed Wetlands	112
④ Design and Construction of Constructed Wetlands for Treating Heavy Metal and Phosphorus	115
⑤ Design and Construction of Small-scale Natural Purification System	116
⑥ Design and Construction of Natural Purification System Using Biochar	119
⑦ Design and Construction of Greenhouse Gas Chamber	130
(3) Methods	132
① Development of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System Using Agricultural and Forestry Biomass and Environmental Technologies	132
② Removal Rates of Pollutants Using Eco-friendly Biochar	133
③ Evaluation of Greenhouse Gas Emission Using Eco-friendly Biochar	137
④ Construction of Natural Purification Systems for Improving the Reduction Efficiency of Greenhouse Gas Emission	138
⑤ Development of Heavy Metals and Phosphorus Treatment Technologies Utilizing Biochar for Application of Natural Purification System	139
⑥ Development of Natural purification system using Eco-friendly Biochar for Reducing Greenhouse Gas Emission	141
⑦ Investigation of Removal Rates of Pollutants in Natural purification system for Reducing Greenhouse Gas Emissions	141
⑧ Evaluation of Reduction Efficiency of Greenhouse Gas Emission in Natural Purification System for Reducing Greenhouse Gas Emissions	142
⑨ Standardized Design and Management Guideline for Natural Purification System for Reducing of Greenhouse Gas Emission	143

(4) Analysis	144
3. Results and Discussions	147
1) The Basic Study for Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Environmental Technologies for Climate Change Adaptation	147
(1) Basic Construction of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System Using Agricultural and Forestry Biomass	147
(2) Feasibility Study of an Eco-friendly Biochar using Agricultural and Forestry Biomass	174
(3) Investigation of Physico-chemical Characteristics of Biochar under Different Agricultural and Forestry Biomass	180
(4) Production of an Eco-friendly Biochar using Agricultural and Forestry Biomass ..	233
(5) Investigation of Adsorption Characteristics of Pollutants using Biochar Derived from Different Agricultural and Forestry Biomass in Batch Experiment ..	239
2) Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development and Commercialization of Environmental Technologies for Climate Change Adaptation	253
(1) Development of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System Using Agricultural and Forestry Biomass and Environmental Technologies	253
(2) Removal Rates of Pollutants Using Eco-friendly Biochar	267
(3) Evaluation of Greenhouse Gas Emission using Eco-friendly Biochar	330
(4) Construction of Natural Purification Systems for Improving the Reduction Efficiency of Greenhouse Gas Emission	349
(5) Development of Heavy Metals and Phosphorus Treatment Technologies Utilizing Biochar for Application of Constructed Wetlands	367
(6) Development of Natural Purification System Using Eco-friendly Biochar for Reducing Greenhouse Gas Emissions	375
(7) Investigation of Removal Rates of Pollutants in Natural Purification System for Reducing Greenhouse Gas Emissions	383
(8) Evaluation of Reduction Efficiency of Greenhouse Gas Emission in Natural Purification System for Reducing Greenhouse Gas Emissions	392
(9) Standardized Design and Management Guideline for Natural Purification System for Reducing of Greenhouse Gas Emission	402
4. Summary	414

Section 2. Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Agricultural Technologies for Climate Change Adaptation	421
1. Introduction	421
2. Materials and Methods	422
1) The Basic Study for Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Agricultural Technologies for Climate Change Adaptation	422
(1) Materials	422
(2) Method	425
① Basic Construction of an Functional Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	425
② Feasibility Study of an Functional Agricultural Biochar Derived from Agricultural and forestry biomass	425
③ Investigation of Physico-chemical Charactetistics of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	425
④ Development of an Agricultural Biochar Manufacturing Dystem Using Agricultural and Forestry	426
(3) Analysis	427
2) Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development and Commercialization of Agricultural Technologies for Climate Change Adaptation	427
(1) Material	427
(2) Method	430
① Manufacturing Equipment and Production Efficiency Evaluation of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	430
② Development of the Biochar Granular-type Soil Conditioner	430
③ Quality Investigation of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	430
④ Plants Grown Effectiveness of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	431
⑤ Affect the Application of Biochar in Soil on the Greenhouse Gas Emissions	432
⑥ Investigation of Plants Growth Using Agricultural Biochar in Dry and Salt Accumulation Soil	435
⑦ Investigation of Application Level of Agricultural Biochar	

Under Different Soil Condition	436
⑧ Development of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System using Agricultural and Forestry Biomass and Agricultural Technologies for Reducing Greenhouse Gas Emission	437
⑨ Commercialization of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System using Agricultural and Forestry Biomass and Agricultural Technologies for Reducing Greenhouse Gas Emission	439
(3) Analysis	440
3. Results and Discussions	440
1) The Basic Study for Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development of Agricultural Technologies for Climate Change Adaptation	440
(1) Basic Construction of an Functional Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry biomass	440
(2) Feasibility Study of an Functional Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	446
(3) Investigation of Physico-chemical Characteristics of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	460
(4) Development of an Agricultural Biochar Manufacturing System Using Agricultural and Forestry	472
2) Production of Eco-friendly Functional Biochar Using Agricultural and Forestry Biomass and Development and Commercialization of Agricultural Technologies for Climate Change Adaptation	539
(1) Manufacturing Equipment and Production Efficiency Evaluation of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry biomass	539
(2) Development of the Biochar Granular-type Soil Conditioner	544
(3) Quality Investigation of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	555
(4) Plants Grown Effectiveness of Agricultural Biochar Derived from Agricultural and Forestry Biomass	558
(5) Affect the Application of Biochar in Soil on the Greenhouse Gas Emissions	572
(6) Investigation of Plants Growth using Agricultural Biochar in Dry and Salt Accumulation Soil	589
(7) Investigation of Application Level of Agricultural Biochar Under Different Soil Condition	598

(8) Development of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System Using Agricultural and Forestry Biomass and Agricultural Technologies for Reducing Greenhouse Gas Emission	605
(9) Commercialization of an Eco-friendly Biochar Manufacturing System using Agricultural and Forestry Biomass and Agricultural Technologies for Reducing Greenhouse Gas Emission	610
Chapter 4. Accomplishment and Major Contribution	622
Chapter 5. Application Plan of the Research	628
Chapter 6. Information Obtained Oversea during Research	641
Chapter 7. Equipment Status of research facilities	643
Chapter 8. Implementation Performance of Laboratory Safety Management	646
Chapter 9. References	654

목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요 및 성과목표	64
제 1 절 연구개발의 목적 및 필요성	64
제 2 절 연구성과 목표 대비 실적	73
제 2 장 국내외 기술개발 현황	74
제 1 절 국내의 기술개발 현황	74
제 2 절 국외의 기술개발 현황	76
제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과	81
제 1 절 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술개발	81
1. 이론적 접근방법	81
2. 실험적 접근방법	86
가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경정화기술 기반구축	86
1) 실험재료	86
가) 농업부산물	86
나) 임산부산물	89
2) 실험장치	91
3) 실험방법	92
가) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축	92
(1) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 제작	92
(2) 가열방식별 시스템 효율성 검토	92
(3) 농림부산물 종류별 biochar 제조조건 구명	92
나) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토	92
(1) 농림부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성	92
(2) 농림부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화	93
다) 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교	93
(1) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 화학적 특성조사	93
(2) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 물리적 특성조사	93
라) 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조	93

(1) 액상 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조	93
(2) 분말 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조	94
(3) 기존 활성탄과 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가	94
마) Batch실험에서 농립부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사	94
(1) 농립부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 흡착특성	95
(2) 농립부산물 종류별 biochar의 인 흡착특성	96
(3) 농립부산물 종류별 biochar의 중금속 흡착특성	96
4) 분석방법	97
나. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응	
환경기술 개발 및 실용화	97
1) 공시재료	97
가) 공시 biochar	97
나) 공시 오페수	103
다) 공시 여재	105
라) 공시 식물	106
2) 실험장치	108
가) Column 실험장치	108
나) Lab-scale 인공습지 시스템	109
다) Small-scale 인공습지 시스템	112
라) 중금속 및 인 처리를 위한 인공습지	115
마) 조합방법별 소형 자연정화시스템 제작	116
바) 온실가스배출저감 자연정화시스템	119
사) 온실가스 채취용 챔버	130
3) 실험방법	132
가) 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발	132
(1) 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 설계, 제작 및 시운전 ·	132
(2) 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조방법 개발	132
(가) 환경정화용 biochar 제조조건 구명	132
(나) 제조된 biochar의 흡착능력 조사	132
(다) 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화	132
나) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가	133
(1) 환경정화용 biochar의 중금속 흡착 특성 조사	133
(2) Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사	133
(가) 환경정화용 biochar 종류별 오염물질 처리효율 조사	133
(나) Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사	134

(다) 인공습지 적용을 위한 환경정화용 biochar의 최적조건 구명	134
(3) 환경정화용 biochar의 인공습지 적용가능성 검토	134
(가) 오폐수 종류별 오염물질 처리효율 조사	134
(나) 오폐수 부하량별 오염물질 처리효율 조사	134
(4) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지의 수생태학적 효율성 평가	134
(가) 소형 인공습지의 수처리효율 조사	134
① 환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사	134
② 오염물질 거동 평가를 위한 분해속도 조사	135
(나) 소형 인공습지에 사용된 biochar와 여재의 이화학적 특성 조사	136
① 시기별 biochar와 여재의 화학적 특성 조사	136
② 시기별 biochar와 여재 표면의 전자현미경 관찰 및 EDS 분석	136
(다) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 조사	136
① 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 조사	136
② 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 무기성분 함량 조사	136
(라) 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사	136
① 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사	136
② 소형 인공습지에 사용된 여재 부착미생물 관찰	137
다) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가	137
(1) 환경정화용 기능성 biochar의 온실가스 발생패턴 구명	137
(가) 오폐수 종류별 온실가스 발생패턴 변화	137
(나) 환경정화용 biochar 종류별 온실가스 발생패턴 변화	137
(다) 호기·혐기 조건별 온실가스 발생패턴 변화	137
(2) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지에서 온실가스 발생량 평가	137
(가) 소형 인공습지에서 온실가스 집중 모니터링	137
(나) 소형 인공습지에서 장기간 온실가스 모니터링	137
(다) 소형 인공습지에서 환경정화형 biochar의 온실가스 저감효율 평가	138
라) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 개선 및 보완	138
(1) 겨울철 고사되는 수생식물 활용방법 구명	138
(가) 수생식물을 이용한 biochar 제조방법 확립	138
(나) 수생식물로 제조된 biochar의 중금속 흡착특성	138
(다) 수생식물 활용 biochar의 온실가스 저감효율 조사	139
(라) 온실가스 저감을 위한 수생식물을 이용한 자원순환형 자연정화시스템 구축	139
(2) 농업부산물과 수생식물 혼합 biochar의 활용방법 구명	139
(가) 농업부산물과 수생식물 혼합비율 구명	139
마) 인공습지 적용을 위한 biochar 활용 중금속 및 인 처리기술 개발	139

(1) Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성	139
(2) Biochar와 활성화된 biochar의 인 흡착특성	140
(3) 중금속 및 인 처리를 위한 biochar 최적조합방법	140
(4) 도금폐수 부하량에 따른 중금속 및 인 처리 효율 평가	140
(5) 처리시일에 따른 도금폐수 처리효율 평가	141
바) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발	141
(1) 조합방법별 수처리효율 조사	141
(2) 영양염류 부하량에 따른 수처리 효율 조사	141
사) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가	141
(1) 처리시기별 수처리 효율 조사	141
(2) 계절별 수처리 효율 조사	142
(3) 환경정화용 biochar 유무에 따른 수처리효율 조사	142
아) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가	142
(1) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스배출 저감효율 평가	142
(2) 자연정화시스템에서 계절별 온실가스배출 저감효율 평가	143
자) 지구온난화 대응 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침	143
(1) 자연정화시스템의 설계 규격화	143
(2) Biochar 활용 자연정화시스템의 운영관리지침	144
4) 분석방법	144
가) biochar	144
나) 수질	144
다) 식물체	144
라) 여재	145
마) 미생물	145
3. 연구내용 및 연구결과	147
가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반구축	147
1) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축	147
가) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 제작	147
(1) 드럼형 biochar 제조장치	147
(2) 전기가열형 biochar 제조장치	150
나) 가열방식별 시스템 효율성 검토	151
(1) 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치의 내부온도 변화	151
(2) 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 수율 및	

T-C 함량	152
(3) 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 물리화학적 특성	153
(가) 화학적 특성	153
(나) 물리적 특성	154
다) 농림부산물 종류별 biochar 제조조건 구명	160
(1) 농업부산물	160
(2) 임산부산물	168
2) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토	174
가) 농림부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성	174
(1) 농업부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성	174
(2) 임산부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성	176
나) 농림부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화	179
(1) 농업부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화	179
(2) 임산부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화	180
3) 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교	180
가) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 화학적 특성조사	180
(1) 농업부산물	180
(2) 임산부산물	189
나) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 물리학적 특성조사	194
(1) 농업부산물	194
(2) 임산부산물	218
4) 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조	233
가) 액상 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조	233
(1) 액상 활성화제제를 이용한 농업부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조	233
(2) 액상 활성화제제를 이용한 임산부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조	234
나) 분말 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조	235
(1) 분말 활성화제제를 이용한 농업부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조	235
(2) 분말 활성화제제를 이용한 임산부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조	236
다) 기존 활성탄과 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가	237

(1) 기존 활성탄과 농업부산물 종류별 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가	237
(2) 기존 활성탄과 산림부산물 종류별 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가	238
5) Batch 실험에서 농립 부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사	239
가) 농립부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성	239
(1) 암모니아성 질소	239
(2) 인	241
(3) 중금속	243
나) 임산부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성	249
(1) 암모니아성 질소	249
(2) 인	251
나. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응	
환경기술 개발 및 실용화	253
1) 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발	253
가) 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 설계, 제작 및 시운전 ..	253
(1) ZnCl ₂ 로 활성화된 인 흡착된 biochar 제조장치 설계 및 제작 및 시운전	253
(2) 인공습지 독립영양 탈질을 위한 황첨착 biochar 제조장치 설계	255
나) 농립바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조방법 개발	257
(1) 환경정화용 biochar 제조조건 구명	257
(2) 제조된 biochar의 흡착능력 조사	264
(3) 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화	265
2) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가	267
가) 환경정화용 biochar의 중금속 흡착 특성 조사	267
나) Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사	275
(1) 환경정화용 biochar 종류별 오염물질 처리효율 조사	276
(2) Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사	280
(3) 인공습지 적용을 위한 환경정화용 biochar의 최적조건 구명	284
다) 환경정화용 biochar의 인공습지 적용가능성 검토	285
(1) 오폐수 종류별 오염물질 처리효율 조사	285
(2) 오폐수 부하량별 오염물질 처리효율 조사	289
라) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지의 수생태학적 효율성 평가	293
(1) 소형 인공습지의 수처리효율 조사	293
(가) 환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사	293
(나) 오염물질 거동 평가를 위한 분해속도 조사	298

(2) 소형 인공습지에 사용된 biochar와 여재의 이화학적 특성 조사	304
(가) 시기별 biochar와 여재의 화학적 특성 조사	304
(나) 시기별 biochar와 여재 표면의 전자현미경 관찰 및 EDS 분석	310
(3) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 조사	315
(가) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 조사	315
(나) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 무기성분 함량 조사	318
(4) 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사	321
(가) 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사	321
(나) 소형 인공습지에 사용된 여재 부착미생물 관찰	327
3) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가	330
가) 환경정화용 기능성 biochar의 온실가스 발생패턴 구명	331
(1) 오페수 종류별 온실가스 발생패턴 변화	331
(2) 환경정화용 biochar 종류별 온실가스 발생패턴 변화	332
(3) 호기·혐기 조건별 온실가스 발생패턴 변화	333
나) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지에서 온실가스 발생량 평가	334
(1) 소형 인공습지에서 온실가스 집중 모니터링	334
(2) 소형 인공습지에서 장기간 온실가스 모니터링	340
(3) 소형 인공습지에서 환경정화형 biochar의 온실가스 저감효율 평가	346
4) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 구축	349
가) 겨울철 고사되는 수생식물 활용방법 구명	349
(1) 수생식물을 이용한 biochar 제조방법 확립	349
(가) 수율	349
(나) C 및 O 함량	350
(다) pH 및 표면적	351
(2) 수생식물로 제조된 biochar의 중금속 흡착특성	353
(3) 수생식물 활용 biochar의 온실가스 저감효율	359
(4) 온실가스 저감을 위한 수생식물을 이용한 자원순환형 자연정화시스템 구축	365
나) 농업부산물과 수생식물 혼합 biochar의 활용방법 구명	366
(1) 농업부산물과 수생식물 혼합비율 구명	366
5) 인공습지 적용을 위한 biochar활용 중금속 및 인 처리기술	367
가) Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성	367
나) Biochar와 활성화된 biochar의 인 흡착특성	368
다) 중금속 및 인 제거를 위한 biochar와 활성화된 biochar의 최적조합방법	369
라) 소형 인공습지에서 도금폐수 처리를 위한 최적부하량	371
마) 소형 인공습지에서 중금속과 인을 포함한 도금폐수 처리효율 평가	372

6) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발	375
가) 조합방법별 수처리효율	375
나) 영양염류 부하량에 따른 수처리 효율	379
7) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가	383
가) 처리시기별 수처리 효율	383
나) 계절별 수처리 효율	387
다) 환경정화용 biochar 유무에 따른 수처리효율	391
8) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가	392
가) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스배출 저감효율 평가	392
(1) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스 배출량	392
(2) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스배출 저감효율 평가	395
나) 자연정화시스템에서 계절별 온실가스배출 저감효율 평가	397
9) 지구온난화 대응 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침 ..	402
가) 자연정화시스템의 설계 규격화	402
나) Biochar활용 자연정화시스템의 운영관리지침	409
4. 요약	414

제 2 절 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성

biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술개발	421
1. 이론적 접근방법	421
2. 실험적 접근방법	422
가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응	
농업기술 기반구축	422
1) 공시재료	422
2) 실험방법	425
가) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축	425
나) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의	
가치 및 활용 가능성 검토	425
(1) 농림 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 가치 검토	425
(가) 농림 부산물 종류별 물리적 특성	425
(나) 농림 부산물 종류별 화학적 특성	425
(2) 농림 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 활용 가능성	
종합 검토 및 평가	425
다) 농림 부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리·화학적 특성 비교	425
(1) 생산된 biochar 종류별 물리적 특성 조사	425

(2) 생산된 biochar 종류별 화학적 특성 조사	426
라) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발	426
(1) Biochar 제조 효율성 증진을 위한 농림 부산물 원료 투입형태 결정	426
(가) 농림 부산물 종류에 따른 biochar 수율 조사	426
(나) 수분함량별 biochar 수율 조사	426
(다) Biochar 제조방법별 및 원료형태별 biochar 수율 조사	426
(라) 보조물질 (슬래그) 혼합에 따른 제조 효율성 조사	426
(2) 농림 부산물 biochar 제조 시스템 운영 최적인자 결정	426
3) 분석방법	427
나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응	
농업기술 개발 및 실용화	427
1) 공시재료	427
2) 실험방법	430
가) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가	430
나) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 입상형 토양개량제 개발	430
(1) 농림 부산물 활용 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 제형화 방안 검토	430
(2) 농림 부산물 활용 농업용 biochar의 기능성 입상형 토양개량제 제조	
최적 전처리 조건 도출	430
(3) 기능성 입상형 토양개량제 대량생산 방안 검토	430
다) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 조사	431
(1) 기능성 입상형 토양개량제의 물리적 품질특성 조사	431
(2) 기능성 입상형 토양개량제의 화학적 품질특성 조사	431
(3) 기능성 입상형 토양개량제의 유해성 조사	431
라) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증	432
(1) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 작물의 생육증진 효과 구명	434
(2) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 물리적 특성 개선효과 구명	434
(3) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 화학적 특성 개선효과 구명	435
(4) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 생물학적 활성 개선효과 구명	435
(5) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 유해성분 개선효과 구명	435
마) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감	
효율 평가	435
(1) 토양내 온실가스 배출량 모니터링	435
(2) Biochar 시용시 토양내 온실가스 저감효율 조사	436
바) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조토양 및 염류집적	
토양에서 식물생육 개선효과 구명	436

(1) 작물의 생육 특성 조사	437
(2) 토양의 이화학적 특성 조사	437
사) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별 사용수준 및 사용방법 정립	437
(1) 토양조건별 biochar 사용시기 정립	437
(2) 토양조건별 biochar 사용수준 정립	437
아) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발	439
(1) 장기간 토양내 온실가스 배출량 모니터링	439
(2) Biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율 평가	439
자) 농림 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토	439
(1) 농림 바이오매스 활용 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정매뉴얼 작성	439
(2) Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발	440
(3) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성 검토	440
3) 분석방법	440
3. 연구내용 및 연구결과	440
가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 기반구축	440
1) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축	440
가) 드럼형 화목 biochar 제조장치	440
(1) 설계 및 제작	440
(2) 시운전	441
(3) 드럼형 화목 biochar 제조장치를 이용한 농림 부산물 biochar 제조과정	442
나) 습식전기로 biochar 제조장치	442
(1) 설계 및 제작	442
(2) 시운전	444
(3) 습식전기로 biochar 제조장치를 이용한 농림 부산물 biochar 제조과정	445
2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성 검토	446
가) 농림 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 가치 검토	446
(1) 농림 부산물 종류별 물리적 특성	446
(가) 단면관찰	446
(나) EDS	446

(다) FT-IR	449
(라) 용적밀도	453
(2) 농립 부산물 종류별 화학적 특성	454
나) 농립 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 활용 가능성 종합 검토 및 평가	459
3) 농립 부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리·화학적 특성 비교	460
가) 생산된 biochar 종류별 물리적 특성	460
나) 제조된 biochar 종류별 화학적 특성	465
4) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발	472
가) Biochar 제조 효율성 증진을 위한 농립 부산물 원료 투입형태 결정	472
(1) 농립 부산물 종류에 따른 biochar 수율	472
(2) 수분함량별 biochar 수율	478
(3) Biochar 열분해방법별, 원료형태별 biochar 수율	479
(가) Biochar 열분해방법별	479
(나) Biochar 원료형태별 biochar 수율 검토	480
(4) 보조물질 혼합에 따른 열분해 효율성	482
나) 농립 부산물 biochar 열분해 시스템 운영 최적인자 결정	483
(1) 농업 부산물	483
(가) 고춧대	483
(나) 콩대	491
(다) 사과나무 전정지	499
(2) 임산 부산물	507
(가) 동백나무	507
(나) 편백나무	515
(다) 금목서	523
(라) 대나무	531
나. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응	
농업기술 개발 및 실용화	539
1) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가	539
가) 농립 부산물을 활용한 기능성 biochar 제조장치 설계, 제작 및 시운전	539
(1) 기능성 biochar 제조장치 설계	539
(2) 기능성 biochar 제조장치 제작	541
(가) 상부 덮개	541
(나) 하부 용기	541
(다) 외부 컨트롤러	543
(3) 시운전 및 최적조건 구명	543

나) 농림 부산물의 biochar 생산기술 확립 및 효율성 평가	544
2) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 개발	545
가) 농림 부산물 활용 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 제형화 방안 검토	545
나) 농림 부산물 활용 농업용 biochar의 기능성 입상형 토양개량제 제조	
최적 전처리 조건 도출	547
(1) 농림 부산물 biochar의 분쇄 과정	547
(2) 농림 부산물 biochar 기능성 입상형 토양개량제 제조를 위한 성형 보조제의	
종류 및 최적 성형 보조제 선정	549
(3) 농림 부산물 biochar 기능성 입상형 토양개량제 제조	549
(4) 제조된 농림 부산물 biochar 기능성 입상형 토양개량제의 성형 크기별 비교	551
다) 기능성 입상형 토양개량제 대량생산 방안 검토	551
(1) 기능성 biochar 대량생산을 위한 제조장치 및 제조방법 개발	551
(2) 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열 순환시스템	553
3) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 평가	555
가) 기능성 입상형 토양개량제의 물리적 품질특성 평가	555
나) 기능성 입상형 토양개량제의 화학적 품질특성 평가	555
(1) 농림 부산물 biochar 토양개량제의 화학적 특성	555
(2) 농림 부산물 biochar 토양개량제의 필수 미량원소 특성	556
다) 기능성 입상형 토양개량제의 유해성 평가	557
(1) 농림 부산물 biochar 토양개량제의 유해중금속 특성	557
(2) 농림 부산물 biochar 토양개량제의 잔류농약 분석	557
4) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증	558
가) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 작물의 생육증진 효과 구명	558
(1) 작물의 생육 특성	558
(2) 작물의 초장 특성	559
(3) 작물의 엽색도 특성	560
나) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 물리적 특성 개선효과 구명	562
다) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 화학적 특성 개선효과 구명	563
(1) 토양내 pH 및 EC 변화	563
(2) 토양내 T-N 및 Avail. P ₂ O ₅ 의 함량 변화	565
(3) 토양내 치환성 양이온 함량 변화	566
라) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 생물학적 활성 개선효과 구명	567
마) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 유해성분 개선효과 구명	570
5) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가 ..	572
가) 토양내 온실가스 배출량 모니터링	572

(1) CH ₄ 모니터링	572
(2) N ₂ O 모니터링	580
나) Biochar 시용시 토양내 온실가스 저감효율 평가	588
(1) CH ₄ 저감효율 평가	588
(2) N ₂ O 저감효율 평가	588
6) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과 구명	589
가) 작물의 생육 특성	589
나) 작물의 양분흡수효율	593
다) 토양의 이화학적 특성 변화	597
7) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별 시용수준 및 시용방법 정립	598
가) 토양조건별 biochar 시용시기 정립	598
나) 토양조건별 biochar 시용수준 정립	599
8) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발	605
가) 장기간 토양내 온실가스 배출량 모니터링	605
(1) CH ₄ 모니터링	605
(2) N ₂ O 모니터링	607
나) Biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율 평가	609
9) 농립 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토	610
가) 농립 바이오매스 활용 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정매뉴얼 작성	610
나) Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발	611
(1) 온실가스 저감을 위한 친환경 농업기술 개발	611
(2) 작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술 개발	612
다) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성 검토	613
4. 요약	615
제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도	622
제 5 장 연구개발 성과 및 성과활용 계획	628
제 6 장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보	641
제 7 장 연구시설·장비 현황	643

제 8 장 연구실 안전관리 이행실적	646
제 9 장 참고문헌	654
<첨부>	670

제 1 장 연구개발과제의 개요 및 성과목표

제 1 절 연구개발의 목적 및 필요성

- 지구온난화는 지표부근의 대기와 바다의 평균온도가 장기적으로 상승하는 현상으로 최근 들어 수십 년에 걸쳐 진행되고 있으며 앞으로도 꾸준히 높아질 것으로 예측되어 많은 과학자들은 이러한 지구 온난화가 인류의 멸망을 초래할 것이라고 경고하고 있음.
- 지구표면의 온도상승은 해수면 상승을 초래하고, 이는 다시 강수량의 양과 패턴을 변화시켜, 가뭄 및 홍수 등의 기상이변을 일으키게 되고 빙하의 후퇴와 기후의 변화는 생태계를 변화시키는 등 인류를 포함한 지구상 생물의 생존도 위협받고 있는 실정임.

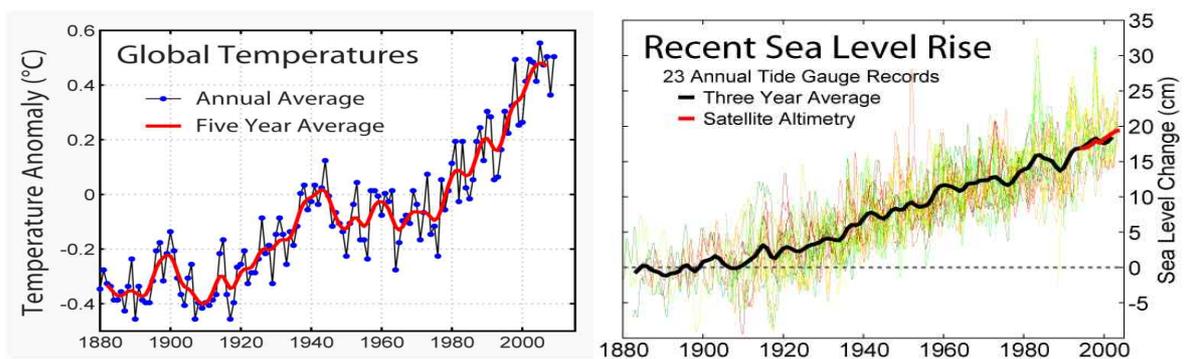


Fig. 1-1. 지구온난화 현상으로 인한 기온변화 및 해수면 변화.

- 지구온난화의 주요 원인으로서는 인간 활동으로 인한 대기 중의 이산화탄소 (CO₂), 아산화질소 (N₂O), 메탄 (CH₄), 수소화플루오르화탄소 (HFC), 과플루오르화탄소 (PFC) 및 육플루오르화황 (SF₆) 등 온실가스의 농도 증가가 주된 원인으로 주목받고 있으며 (교토의정서, 2007), 특히 지구온난화는 이산화탄소 (CO₂), 아산화질소 (N₂O) 및 메탄 (CH₄)이 주요한 원인으로 보고되었음 (IPCC, 2001).
- 2007년의 일본 기상청 발표에 의하면, 한반도 부근 바다의 수온이 최근 100년간 세계 평균 바다 수온상승 온도인 0.7°C의 2배에 해당되는 1.2~1.6°C정도 상승한 것으로 발표되었고, 환경부의 발표에 의하면 1967년부터 1997년까지 지난 30년간 동해는 0.62°C, 남해는 0.61°C 및 서해는 0.88°C 상승한 것으로 보고되었으며, 이러한 영향으로 2009년 이후부터 우리나라에는 지구온난화의 영향으로 다양한 기상이변이 속출하고 있음.
- 지구온난화를 막기 위해 1997년 교토의정서가 채택되어 온실효과를 보이는 6종의 온실가스의 배출량 감소 목표치를 정하였으며, 우리나라도 2002년 이 조약을 비준하여 온실가스 배출량의 감축의무를 지게 되었음.

Annual Greenhouse Gas Emissions by Sector

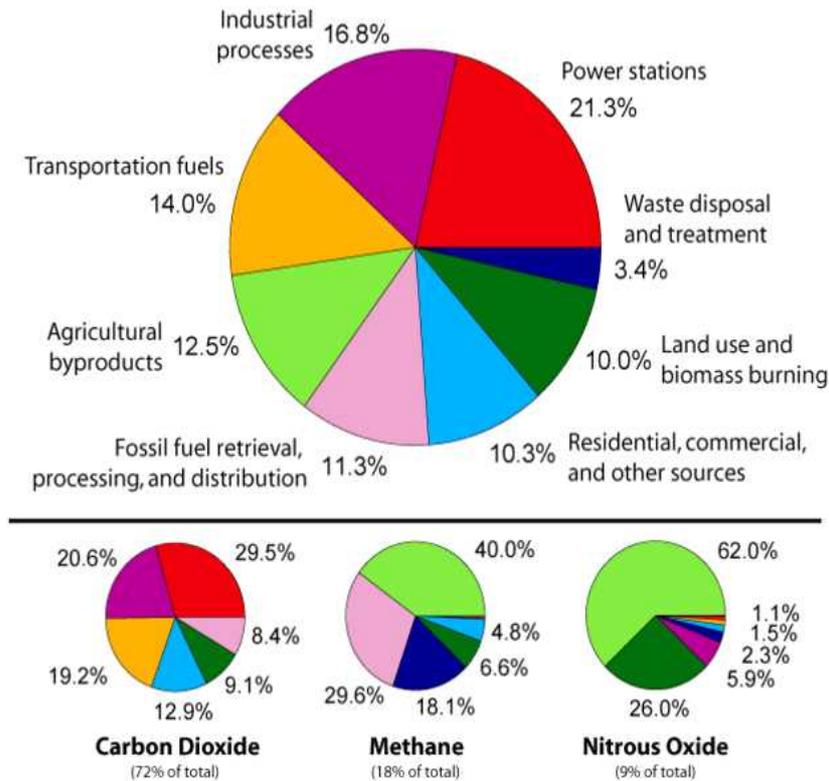
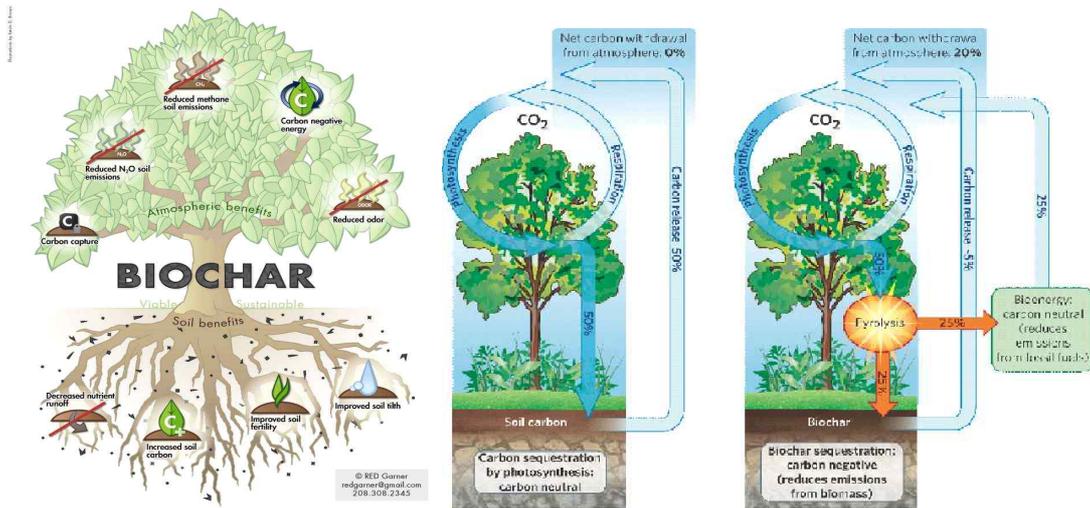


Fig. 1-2. 분야별 온실가스 배출특성.

- 유엔기후변화에 관한 정부간 패널 (IPCC)에서는 20세기 중반 이후 관측되는 지구 평균온도의 증가는 인간활동으로 발생한 온실가스의 증가가 주된 요인으로 지적하였고, 산업발전 및 도시화 등으로 인해 온실효과를 막을 수 있는 숲이나 습지가 파괴되면서 온실가스의 증가에 의한 지구온난화가 더욱 가속화 됨.
- 전 세계적으로 온실가스의 증가로 인한 지구온난화를 막기 위해 온실가스를 제거하거나 억제하려는 다양한 방법이 시도되고 있으며, 현재 친환경 연료개발 (바이오디젤), 나무심기, 해조류번식, 우주거울 및 이산화탄소 해저매장 등 다양한 온실가스 저감 방법들이 나오고 있으나, 오히려 이들 방법은 생태계를 파괴할 우려가 있고, 엄청난 비용이 소요되는 등 문제점이 많아 실제 실용화 및 산업화하기에는 역부족임.
- 이에 최근에 지구온난화를 막기 위한 대안 중 현실적으로 실용화가 가능한 방법으로 biochar를 이용하는 방법이 대두되었음. 농업부산물이나 유기성폐기물 등에 높은 열을 가해 탄소함량을 높인 biochar는 수백년전 아마존 인디언들이 땅을 비옥하게 만들기 위한 재료로 사용하여 왔으며, 최근 미국 코넬대 연구진에 의하여 토양의 지력증진에 대한 효과뿐만 아니라 지구온난화 기체인 이산화탄소를 흡수고정하는 능력이 매우 뛰어난 것이 밝혀지면서 “사이언스 데일리”지는 biochar가 기후 변화를 완화시키는 첨단 무기로 사용될 수 있음을 최신 연구를 인용하여 보도했으며 (Zwieten 등, 2009), 최근 CNN (2009년)에서는 biochar를

지구온난화 저감 8대 기술 중의 하나로 선정하였음.

- Biochar는 산소가 없는 혐기성조건에서 유기물질을 가열하여 얻는 것으로 토양의 지력향상 뿐만 아니라 탄소를 수백년간 토양에 붙잡아 두는 좋은 친환경제제이기도 하며, 지구온난화를 막아주는 이산화탄소를 흡수한다는 사실이 알려지면서 전 세계적으로 그 활용성에 대한 연구가 활발하게 진행되고 있으나, 우리나라는 biochar라는 용어조차 생소할 정도로 이를 이용한 지구온난화 저감과 관련된 연구가 거의 진행된 적이 없음.



Fig, 1-3. Biochar의 역할과 지구온난화 저감을 위한 모델

- 아프리카 등 일부 개도국에선 이미 농장 폐기물을 이용하여 고온에서 가열해 인화성 가스는 연료로 활용하고, 나머지는 탄소 성분을 50% 이상 가진 biochar로 만들어 퇴비로 사용하고 있으며, 미국을 비롯한 선진국에서는 최근 들어 biochar의 농업적 활용효과에 대한 연구도 활발하게 진행하고 있으며, biochar의 농업생태적인 효율성 증진에 대한 많은 연구결과들이 보고되고 있음.

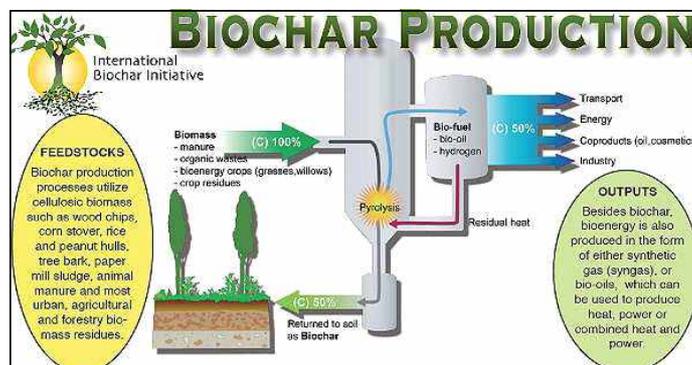


Fig. 1-4. Biochar 생산공정 모식도.

준비단계	열분해 및 반응단계	안정화 단계	제형화 및 완성

Fig. 1-5. 일반적인 Biochar의 제조 과정 - 폐목재를 이용한 Biochar 제조

○ Biochar는 농업발전에 획기적인 자극이 되고 있으며 토양과피를 방지하고 건강한 먹거리 생산과 황폐화된 토양 개량, 보습을 통한 식물체에 수분공급의 수월성, 보비성 등으로 인한 수확량의 증가로 그 효과가 나타나고 있으며, 또한 토양에 처리된 biochar가 질소 (nitrogen)를 흡착하여 대표적 온실가스인 산화질소의 대기 중 방출을 억제하며, 온실가스중의 하나인 메탄도 감소시키는 것으로 알려져 있으며, biochar는 토양을 비옥하게 하고 식물 생육을 촉진하므로 CO₂ 고정에 기여하고 토양내에 많은 탄소를 축적하는 것으로 보고되고 있음 (United Nations Ministerial Conference of the Least Developed Countries, 2007).

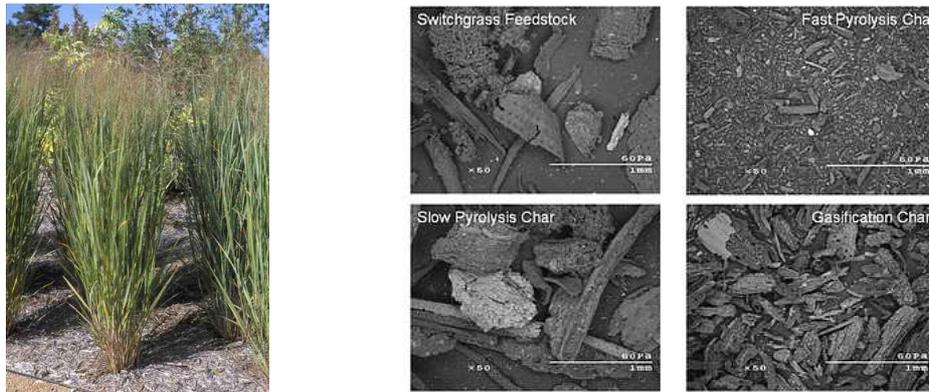
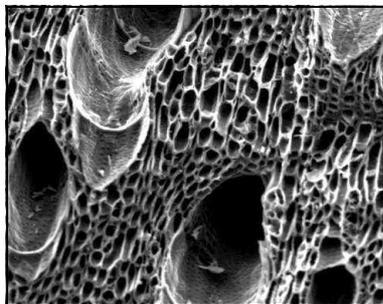


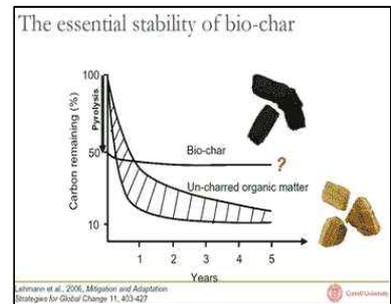
Fig. 1-6. Switchgrass의 제조방법에 따른 Biochar 특성



[Biochar의 다공질성 구조]



[Biochar의 작물재배 이용]



[Biochar의 토양중 탄소 격리 능력]

Fig. 1-7. Biochar 구조 및 탄소 격리 능력

- Biochar 처리에 의한 식물생육 증진 효과는 여러 연구자들에 의해 보고되고 있으며, Zwieten 등 (2010)은 biochar는 종자발아 촉진효과가 있으며 biochar 20%를 토양에 처리시 대조구에 비해 식물생장이 약 30% 증가하는 현상을 보였다고 하였고, Shane Brockhoff (2009)는 100% 모래토양에서 잔디의 일종인 벤투그라스의 biochar 처리에 따른 근권부 생장을 조사하였을 때 대조구에 비하여 biochar 처리구에서 근권부 길이가 감소되었으며, 이는 biochar 처리 토양이 보수력과 보비력이 개선되어 식물이 뿌리를 깊이 내리지 않아도 생육이 잘 이루어지기 때문이라고 하였음.



Fig. 1-8. Biochar 적용 여부에 따른 작물의 생육특성 비교

- 이와 같이 선진국에서는 농업적인 측면뿐만 아니라 지구온난화 방지적인 측면에서 biochar의 활용가능성에 대한 연구가 폭넓게 진행되고 있지만, 우리나라는 여전히 biochar라는 용어조차 생소할 정도로 관련 분야의 연구가 뒤쳐져 있으며, 특히 농가에서는 농업부산물 등을 산소가 없는 상태에서 가열해 biochar를 만들면서 제조 과정에서 발생하는 인화성 가스는 연료로 활용하고, 나머지는 탄소 성분을 50% 이상 가진 'Biochar'로 만들어 고기능성 토양 개량제로 사용할 수 있는 “농가형 Biochar 제조시스템”을 개발하고 Biochar를 농업적인 친환경 자재로 활용할 수 있는 기술 개발이 시급한 실정임.
- 최근 들어 지구온난화 문제와 더불어 농작물 재배 후 들판에 버려지는 농업부산물 바이오매스와 임산 바이오매스 등을 재활용하거나 자원화하기 위한 연구가 퇴비화나 바이오오일 등 다방면에서 꾸준히 진행되고 있으나, 이들의 활용대책만으로 연간 생산되는 농림 바이오매스를 처리하기에는 역부족이므로 농림 바이오매스를 효과적으로 자원화 할 수 있는 대책이 절실히 요구됨.
- 우리나라 바이오에너지 부존자원은 크게 농업부산물 바이오매스, 임산 바이오매스, 축산폐기물 바이오매스, 생활 및 산업폐기물 바이오매스 등으로 나눌 수 있고, 총 부존자원 잠재량은 연간 약 141,855천 ton (석유환산톤) 상당으로 이 중 이용가능한 자원량은 11,656천 toe으로서 부존 자원량의 8.2%에 해당됨. 하지만 현재의 기술로는 에너지 이용이 가능한 바이오에너지 자원은 부존자원량의 약 4.4%에 해당하는 6,171만 ton 정도임 [우리나라 바이오매스 이용실태에 관한 기초조사, 2010].

○ 바이오매스 부존잠재량은 임산 (135,200 천 toe/년) >> 도시폐기물 (2,675 천 toe/년) > 농부산 (2,330 천 toe/년) > 축산 (1650 천 toe/년) 바이오매스 순으로 이 중 활용가능한 바이오매스 가용 자원량 비율은 임산 (58%) > 도시폐기물 (23%) > 축산폐기물 (14.1%) > 농부산 (4.9%) 바이오매스로 농업부산물의 활용가능성이 가장 낮았음. 특히, 현재 보유한 기술로서 자원화가 가능한 기술적 잠재 자원량 비율을 보면 농업부산물 바이오매스는 3.2%로 다른 바이오매스에 비해 매우 낮은 활용도를 보여 농림 바이오매스의 자원화 및 재활용이 시급한 실정임.

Table 1-1. 바이오매스 종류별 가용 자원량]

(toe: 석유환산톤)

부문별	세부자원	가용잠재량 (천 toe/년)	부문합계 (천 toe/년)	%	비 고
임산 바이오매스	임목	6,760	6,760	58.0	연간 임목축적량 만 큼 별채 사용 가능 (총 축적량의 5%)
농업부산물 바이오매스	벼짚	324	571	4.9	부존잠재량 대비 평균 이용률 24.5%
	왕겨	129			
	보릿짚	19			
	콩줄기	40			
	사과 전정지	60			
축산 폐기물 바이오매스	우분	523	1,650	14.1	축산 분뇨 모두 biogas화 할 수 있음
	돈분	799			
	계분	329			
도시폐기물 바이오매스	가연성	2,675	2,675	23.0	전량 소작 열회수 가능
합 계			11,656	100	

(자료: 우리나라 바이오매스 이용실태에 관한 기초조사, 2010).

Table 1-2. 바이오매스 기술적 잠재 자원량

(toe: 석유환산톤)

부문별	세부자원	가용잠재량 (천 toe/년)	기술적 잠재량 (천 toe/년)	%	비 고
임산 바이오매스	임목	6,760	2,450	39.7	현재의 연간 임목 벌채량(173만톤/년) 으로 보아 약 12.5% 가능
농업부산물 바이오매스	벼짚	324	190	3.2	가 용 잠 재 량 의 33.3% 사용추정
	왕겨	129			
	보릿짚	19			
	콩줄기	40			
	사과 전정지	60			
축산 폐기물 바이오매스	우분	523	400	6.5	돈분 50% biogas화
	돈분	799			
	계분	329			
도시 폐기물 바이오매스	가연성	2,675	890	14.4	가용잠재량의 33.3% 하수슬러지, 음식쓰 레기 사용추정
	음식물쓰레기	1,747	268	4.3	가스화, 음식쓰레기 의 15.3% 매립 기준
	하수슬러지	982,233	983	15.9	가스화
농산물	유채재배	990	990	16.0	
합 계			6,171	100	

(자료: 우리나라 바이오매스 이용실태에 관한 기초조사, 2010)

- 2008년 우리나라 전체 산림 총 축적은 506,337천 m³이며, 이를 바이오매스로 전환하였을 시 연간 임산 총 바이오매스 생산가능량은 20,340천 톤이며, 바이오매스 발열량은 94,290Tcal 임.
- 임업 바이오매스는 가공형태에 따라 임산폐기물, 장작, 목재칩, 목재펠릿 등 다양한 에너지원으로 사용되고 있고, 선진국에서는 장작 → 목재칩 → 목재 펠릿으로 이용 형태가 변하고 있음.
- 임업 폐기물은 가격이 낮으나 발열량이 적고, 재 등의 잔재물 발생이 많아 중소 지역난방이나 대규모 열병합 장치에서 주로 활용하고 있지만 그 이용효율은 낮은 실정임.

Table 1-3. 연간 임산 바이오매스 생산량 및 발열량

총 바이오매스	연간 바이오매스 생산량 (천 ton)		연간 바이오매스 발열량 (Tcal)		
	침엽수 바이오매스	활엽수 바이오매스	총발열량	침엽수 발열량	활엽수 발열량
20,340	8,862	11,478	94,290	42,550	51,740

(자료 : 국립산림과학원, 2008, 우리나라 산림 바이오매스 자원 평가)

- 2009년도 작물별 재배면적을 기준으로 농업부산물 바이오매스의 연간 발생량은 벼 (7,124 천톤/년) > 과수 (1,411 천톤/년) > 고구마 (265 천톤/년) > 대두 (221 천톤/년) > 보리 (161 천톤/년) 순으로 재배면적이 가장 많은 수도작 부산물인 벃짚과 왕겨가 7,124 천톤으로 가장 많았음.

Table 1-4. 주요 농업 부산물 바이오매스 발생량 추정

작물별	재배면적 (천ha)	부산물	단위면적당 발생량(kg/10a)	연간 발생량 추정치(천톤)
벼	924	벃짚	653	6,034
		왕겨	118	1,090
보리	54	보릿짚	298	161
고구마	41	줄기	646	265
대두	82	줄기	269	221
과수	81	전정지	1,742	1,411
합계	1,182		3,726	9,182

(자료: 작물별 재배면적은 농작물생산통계, 2010, 통계청)

- 농업 부산물 바이오매스는 대부분 원물 또는 가공의 형태로 식용, 사료, 퇴비 및 에너지원 등으로 이용되고 있으며, 특히 벃짚은 규산, 칼리, 질소 등이 함유되어 있어 대부분 퇴비로 경지에 환원 (69%)되고 있으며, 그 외 가축용 조사료로 활용 (26%)하거나 외부에 판매 (11%)하는 등 그 가치와 활용도가 다른 농업부산물 바이오매스에 비해 매우 높음. 또한 과수 바이오매스인 전정된 가지는 잔가지의 경우 파쇄하여 퇴비로 사용하며 굵은 가지는 원형의 상태로 땀감에 주로 사용하거나 과수원 내에 방치하는 경우도 있음.
- 하지만 농업부산물 중 활용도가 높은 벃짚 외에는 대부분의 농업부산물은 그 활용도가 매우 낮은 편으로 특히 보릿짚은 농업부산물 중에서도 활용도가 가장 낮은 것으로 알려져 있음.
- 보릿짚의 처리는 크게 소각, 토양시용 및 논으로부터 제거 후 이용으로 크게 3가지로 구분할 수 있는데, 보릿짚의 논토양 사용은 논토양으로부터 발생하는 온난화 가스의 배출량을 증가시킬 우려 (Yagi and Minami, 1990; Ko et al., 1996)가 있을 뿐만 아니라 이양작업의 불편 및 보릿짚의 부숙에 따른 유기산과 가스발생, 질소기아 현상 (Gotoh and Onikura, 1971) 등에 의한 벃 활착지연 등 초기 생육저해를 초래할 수 있으므로 많은 농민들이 이를 기피하여 처리가 빠르고 쉬운 방법인 소각을 시행하는 경우가 많음.
- 또한, 이들 보릿짚의 소각은 지력유지를 위한 유기물 자원인 보릿짚을 대기로 손실시킬 뿐만 아니라 소각 시 발생하는 연기 속에 들어있는 가스성분 및 입자상 물질들이 대기오염을 일으키는 하나의 원인이 되며, 이러한 농업부산물 소각시 CO, Hydrocarbons, NOx 및 SO₂이 발생한다고 보고된 바 있음 (Levin, 1991). 특히 미국 California주는 농업부산물 소각이 대기환경 악화에 미치는 영향을 줄이고자 1992년부터 소각 사전 허가 및 소각비용지불제를 시행하

여 농업부산물의 소각을 Smoke Management Guideline에 의하여 엄격하게 규제하고 있음.



Fig. 1-9. 보리의 수확전경 및 수확 후 소각 전경

- 따라서 본 연구는 지구온난화 대응 온실가스 저감을 위한 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술을 개발하기 위하여 농림 바이오매스를 이용하여 환경친화형 기능성 biochar 생산기술을 개발하였으며, 생산된 biochar를 인공습지에 활용하여 수질정화와 동시에 온실가스저감 환경정화기술을 개발하였고, 생산된 biochar를 농경지에 시용하여 토양개량 효과와 동시에 온실가스저감 친환경 농업기술을 개발하였으며, 향후 농림 바이오매스 활용 biochar 제조기술과 생산된 biochar를 이용한 온실가스저감 농업·환경기술을 산업화하여 지구온난화 저감을 위한 농업적 대안을 제시하였고 향후 농림 바이오매스의 재활용을 통한 자원화에 이바지 하고자하였다.

제 2 절 연구성과 목표 대비 실적

1. 연구성과 목표

(단위 : 건수)

구분		(예시)특허		(예시)신품종				(예시)유전자원 등록	(예시)논문		기타(학술발표)	
		출원	등록	품종 명칭등록	품종생산 수입판매 신고	품종보호			SCI	비SCI	국내	국외
						출원	등록					
1차 년도	목표								2	-	-	
	달성								2	7	3	
2차 년도	목표	1	1						2	3		
	달성	3	1						4	3	4 8	
3차 년도	목표	1	1						2	3		
	달성	1	3						10	3	5 3	
계	목표	2	2						4	8		
	달성	4	4						14	8	16 14	

* 연차별 연구성과 목표는 향후 연차평가 등의 정량적 평가지표로 활용됨

** 연구성과는 연구계획에 따라 도출된 것으로 예시와 같이 작성

2. 연구성과 활용 목표

(단위 : 건수)

구분		기술실시(이전)	상품화	정책자료	교육지도	언론홍보	기타
활용건수	목표	2	2		38		
	달성				40		

○ 기술이전

- 본 연구과제의 연구성과물은 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar는 소규모 생산 및 현장 활용에 관련되어 기업체를 통한 사업화 보다는 영농법인 및 중·소규모 하수처리시설 등에 무상기술이전을 실시할 예정임.
- 본 연구에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar제조장치는 4건의 특허 등록을 통해 지식재산권을 확보하였으며, 참여기업 및 영농법인 등과의 협의를 통하여 향후 기술이전을 실시할 계획임.

○ 사업화

- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 biochar는 하수처리시설에 활성탄 대체재로 보급할 예정임.
- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar의 농업 및 환경 기술은 시장조사 및 정밀 사업성 분석을 실시한 후 향후 biochar제조기술은 사업화를 진행할 예정이고, biochar의 현장활용은 농가 지도 및 홍보로 보급화하는 방향으로 진행할 예정임.

제 2 장 국내외 기술개발 현황

제 1 절 국내의 기술개발 현황

- 우리 조상들이 숯을 이용하기 시작한 것은 약 2천 6백년 전으로 추정되나 문명의 발달과 함께 석탄, 석유 및 가스 등의 연료가 개발되면서 고작 숯불갈비나 불고기용으로 쓰이는 물건정도로 취급되던 중 다행히 활성화된 농법으로 무공해 농사에 성공함으로써 그 인식이 새로워지는 계기가 되었음.
- 특히, 활성화탄 (activated charcoal)은 탄화된 숯을 더욱 활성화시키기 위하여 완성된 숯에 약 1,000℃ 이상의 온도를 가하여 열처리 공정을 한 번 더 거쳐 만드는 것으로 야자껍질의 경우 탄화탄의 표면적이 g당 6.6 m²인데 반하여 활성화탄의 표면적은 g당 658~1,010 m²으로 100배 이상 증가되는 것으로 보고된 바 있음 (김과 정, 1993).
- 이와 같이 숯과 활성화탄은 이미 오래 전부터 토양개량제 (Kishimoto and Sugiura, 1985; 김 등, 1993; 박 등, 2002), 식물의 발육촉진제 (Bamberg 등, 1986; 이와 김, 1991; 이 등, 1994; 한 등, 1999; 정 등, 2000, 이와 이, 2001a, 이와 이, 2001b, 이와 이 2002), 방충제와 방부제 (Boki 등, 1991; 김 등, 2002)로 이용되어 왔고, 탈취효과 (Buch and Bratich, 1985; 박 등, 1997), 환경정화효과 (Guo 등, 1991; 박, 2000, 임과 이, 1997; 조 등, 2002), 화학독소제거효과 (Mutlu 등, 1997; 민과 김, 1984; 유, 1997; 김 등, 1997), 가축의 발육촉진 (박과 김, 2001; 황, 1995; 김, 1990; Guthrie 등, 1987; 이 등, 1997; 박과 김, 2002; 박 등, 2002; 안 등, 2002; 김 등, 2002), 질병예방 및 치료효과 (Buch and Bratich, 1986)가 있는 것으로 알려져 있으나, 모든 면에서 기능이 뛰어난 biochar에 대한 체계적인 연구는 진행된 적이 없음.
- 현재 대부분의 사람들은 활성화탄과 biochar를 동일하게 취급하고 판단하나 제조방법이나 물리·화학적 특성이 달라 외국에서는 활성화탄 연구와는 전혀 다른 학문분야로 취급되어 활발한 연구가 진행중에 있음.
- 우리나라에서는 최근까지 biochar라는 용어조차 생소할 정도로 biochar의 필요성을 느끼지 못하다가 최근 들어 지구온난화로 인한 기후변화로 국내외에서 많은 자연재해를 겪으면서 지구온난화를 방지할 수 있는 대안으로 biochar가 대두되면서 본 연구팀을 비롯한 일부 몇몇의 연구자들이 관심을 가지게 되었음.
- 본 연구팀은 최근 한국토양비료학회에 “Evaluation of Fertilizer Value of Biochars Using Water Plants”에 관한 논문을 발표하였고, 미국토양학회에 “Adsorption of Nitrogen and Phosphorus by Biochars From Different Water Plants In Constructed Wetlands”, 유럽토양학회에 “Adsorption Capacity of Phosphorus in Biochars Produced from Aquatic Plants under Various Pyrolysis Temperatures” 그리고 한국토양비료학회에 “Adsorption Capacities of Nitrogen and Phosphorus by Biochars from Water Plants” 등 biochar 관련 연구발표를 하였음.

- 본 연구팀 외에도 몇 개 대학에서 biochar 연구진행을 위한 준비를 하고 있으며, 최근에 강원대에서 “Effects of biochar on soil quality and heavy metal availability in a military shooting range soil in korea”에 관한 논문을 한국토양비료학회에 발표하였고, 경희대에서는 “Emission of CO₂, CH₄, N₂O from Soils Amended with Two Different Biochars and Its Relation to Soil Structure and Microbial Activity”에 관한 연구를 수행하여 2010년 미국 토양학회에 발표하였으나, 아직 모든 대학이나 정부관련 기관에서의 지구온난화 관련 연구가 기초수준에 머물러 있어 biochar를 활용한 온실가스 저감기술 관련 연구의 활성화를 위한 정부차원에서의 지원이 절실히 필요한 실정임.

제 2 절 국외의 기술개발 현황

- 2007년 Nature에서는 biochar의 토양탄소격리 효과로 인해 연간 25%의 CO₂ 발생을 저감할 수 있으며, 또한 발생하는 열에너지 및 syngas의 바이오에너지로써 활용가치를 보고하였음(Lehmann, 2007; Lemus and Lal, 2005; Woolf et al., 2010).

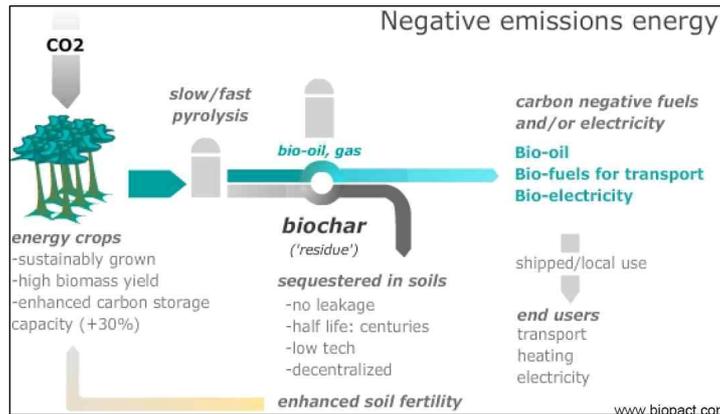


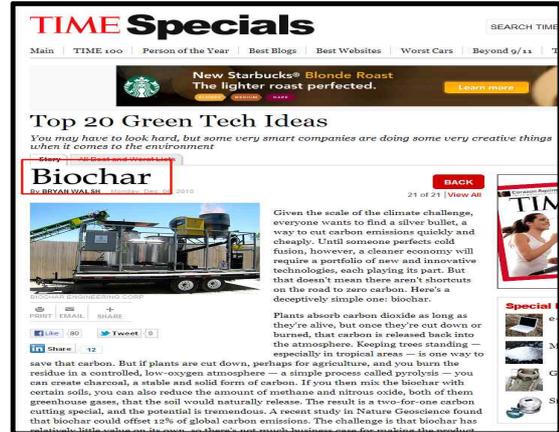
Fig. 2-1. 바이오매스의 biochar 변화에 의한 탄소격리 및 바이오에너지 자원화

- 바이오매스를 열분해한 biochar는 토양에 존재하는 미생물의 호흡에 의한 CO₂ 발생을 감소시킬 수 있으며, 연간 0.16 Gt의 CO₂를 저감할 것으로 사료됨. 잠재적인 biochar의 소비로 2100년에는 화석연료로 인한 CO₂ (연간 5.5-9.5 Gt)를 모두 토양 내 격리할 수 있을 것으로 보고됨 (Lehmann et al., 2006; Verheijen et al., 2010).
- Biochar 생산을 위한 바이오매스의 열에너지는 바이오에너지로서 가치가 높으며, δ14C를 이용한 isotope 분석결과 토양의 biochar는 약 2,000년 이상 존재하여 토양질 개선에 기여한다고 보고됨 (Kuzyakov et al., 2009; Lehmann et al., 2006).
- 최근 미국 코넬대 연구진에 의하여 biochar가 지구온난화 기체인 이산화탄소를 흡수 고정하는 능력이 매우 뛰어난 것이 밝혀지면서 biochar가 지구온난화를 막기 위한 대안으로 사용될 수 있다는 것이 전세계적으로 알려지게 되었으며 (Zwieten 등, 2009), 특히 연구를 주도한 요한슨 레만 교수는 biochar가 수백년에서 수천년 동안 탄소를 흡수해 비축할 수 있으며, biochar를 이용할 경우 2009년 기준 세계 탄소 배출량 약 85억톤 중 약 10%가 넘는 10억톤 가량의 탄소가 흡수될 수 있을 것으로 예측하였음.
- Biochar 연구는 선진국을 중심으로 농업생태적인 효율성 증진과 토양개량제의 효과와 관련하여 많은 연구결과가 보고되었으나, 원재료에 따른 biochar 제조공정이 표준화되지 않아 여전히 제조방법과 관련된 기초연구도 많이 진행 중에 있음. 특히 최근 들어 미국을 비롯한 기술선진국에서는 biochar에 의한 온실가스 저감효율을 평가하고 있으며, 일부 연구자들에 의해 biochar를 이용한 온실가스저감 환경기술들이 개발되고 있는 중에 있음.

- 최근 CNN (2009년) 에서는 biochar를 지구 온난화 저감 8대 기술로 선정하였고, TIME 지 (2010년) 에서도 TOP 20 Green Tech Ideas에 선정되는 등, 미국을 비롯한 선진 외국에서는 biochar의 농업생태적인 효율성 증진에 대한 많은 연구결과들이 보고되고 있으며, 최근 들어 biochar를 이용한 온실가스 감소효과에 대한 연구가 활발하게 진행되고 있음.



[CNN Money 2009. 12. 02]



[TIME 2010. 12. 06]

Fig. 2-2. Biochar관련 뉴스

Table 2-1. Biochar 관련 최신 연구동향

연구 국가	연구수행 기관	연구개발의 내용	비고
미국	Cornell University	Biochar As a Carrier Substrate for Microbial Inoculants	
		Environmental Effects of Biochars from Agricultural Wastes: Nutrient Leaching, Denitrification and Plant Growth	
	University of Massachusetts	Adsorption of Endocrine Disrupting Chemicals and Phenanthrene by Biochars	
	Crop and Soil Environmental Science, Virginia Tech	Poultry Litter Biochar Affects Soil Properties and Plant Growth	
	Texas A&M University	Biochar Effects On Switchgrass Establishment and Runoff Loss of Nutrients	
		Biochar Effects on Switchgrass Establishment and Water Quality	
		Cycling Biochar Affects Crop Production and Water Quality	
	University of Florida	Characteristics and Mechanisms of Hexavalent Chromium Removal by Biochar From Sugar Beet Tailing	
		Engineered Biochar to Improve Environmental Sustainability	
		Effect of Biochars Made from Different Materials on Wastewater N and P Adsorption	
Nutrient Limitations to Biochar Mineralization			

(계 속)

연구 국가	연구수행 기관	연구개발의 내용	비고
미국 미국	Iowa State University	Impact of biochar applications, residue harvesting and traffic intensity on soil quality after three years	
		Evaluation of Biochar Quality Utilizing Standard Germination Test	
		Analysis of Biochar's Acid-Base Properties	
	Old Dominion University	Characterization of Maple Wood Chars Produced At Different Temperatures Using Advanced 13C Nuclear Magnetic Resonance: Quantitative Estimation of Aromatic Cluster Sizes	
	University of Georgia	Biochar Effects on Nitrogen Fertilizer in a Loamy Sand of the Southeastern United States	
	USDA-ARS	Stabilization of Lead and Copper by Biochar Amendments In Arms Range Soils: Influence of Biochar Characteristics, Soil Property, and Equilibrium Conditions	
		Comparison of Elemental Compositional, Spectral and Thermal Characteristics of Biochars Produced Via High and Low Temperature Pyrolysis	
		Impact of Biochar Field Exposure On Greenhouse Gas Production Potentials	
		Biochar From Livestock Manure As a Fertilizer Source for Ryegrass	
		Fugitive Gas Adsorption Capacity of Biomass and Animal-Manure Derived Biochars	
		Attenuation of Escherichia Coli In a Biochar-Amended Soil	
		Greenhouse Gas Emission and Groundwater Pollution Potentials of Soils Amended with Different Biochars	온실 가스
		Potential Mechanisms of Biochar to Stimulate Nutrient Retention and Carbon Sequestration in Agricultural Soils	탄소 격리
		Biochar Affects an Eroded Calcareous Soil	
		Water Retention of Biochar Amended Soils	
	Lincoln University	Arylamidase and b-Glucosidase Activities In the Presence of Biochar Samples Derived From Different Feedstocks	
		Effects of Biochar Amendment On Ammonia Volatilization From Soil Under Ruminant Urine Application and Its Subsequent Plant Availability	
	University of California	Biochar for Nutrient Recapture from Dairy Wastewater: Phosphate Recovery	
		Investigating the Influence of Biochar on the Soil N-Cycle, C Sequestration, and Stabilization with Soil	
	Washington State University	Biochar Sorption of Phosphorus from Dairy Manure Lagoons	
Oregon State University	Variability of Moisture Retention and Hydrophobicity Among Biochars		
Louisiana State University	Characteristics and Environmental Impact of Thermal Biochar From Sugarcane and Rice Residues		

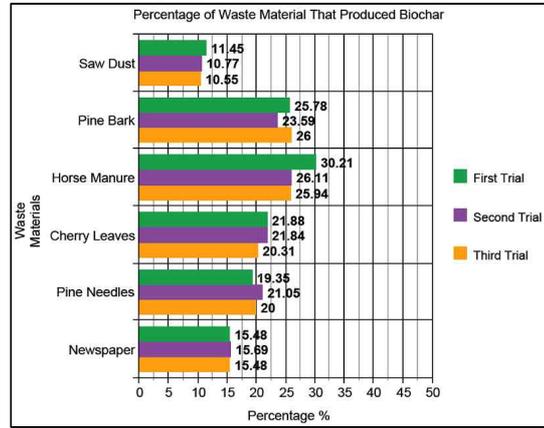
(계 속)

연구 국가	연구수행 기관	연구개발의 내용	비고
독일	University of Bonn	Effects on Soil Properties and Biomass by Biochar from Slow Pyrolysis, Fast Pyrolysis and Gasification	
	Brandenburg University of Technology	Effect of Charcoal on Soil Microbial Activity and Nutrient Pool of Recultivated Post Lignite Soils	
노르웨이	Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research	Biochar Effects on Ryegrass Growth, Nutrient Leaching and Greenhouse Gas Emission in Norwegian Soils	
호주	University of South Australia	Biochar and Black Carbon Reduce the Bioavailability and Phytotoxicity of Heavy Metals	
뉴질랜드	Scion, Rotorua, NEW ZEALAND	Potential Roles of Returning Rice Straw Biochar Into Paddy Soil In Carbon Sequestration and Pollution Control	
이스라엘	Bet Dagan, ISRAEL	Impact of Biochar Amendment On Pesticide Efficacy: Bioassays and Sorption Studies	
중국	Shanghai Jiao Tong University	Turning Waste Biomass Into Biochar for Application In Remediation of Contaminated Waters and Soils	
일본	Arid Land Research Center, Tottori University	Impact of Biochar Amendment on the Hydraulic and Nutrient Retention Properties of a Sandy Soil	
한국	Gyeongsang National University & Suncheon National University (본 연구진 선행연구)	Adsorption of Nitrogen and Phosphorus by Biochars From Different Water Plants in Constructed Wetlands	
		Adsorption Capacity of Phosphorus in Biochars Produced from Aquatic Plants under Various Pyrolysis Temperatures	
		Adsorption Capacities of Nitrogen and Phosphorus by Biochars from Water Plants	
		Evaluation of Fertilizer Value of Biochars Using Water Plants	
	Kangwon National University	Effects of Biochar on Soil Quality and Heavy Metal Availability in a Military Shooting Range Soil in Korea	
	University of Seoul	Change in Heavy Metal Phytoavailability by Application of Biochar to the Soil from Areas around Industrial Complex and Subsequent Metal Uptake by Lettuce	

- Anderson (2009)의 연구에 의하면, biochar의 제조방법은 pyrolysis와 gasification system으로 구분되며, pyrolysis는 재료가 열 (pyro)의해 breaking down (lysis)하는 것으로서 이 과정에서 가스 (오일)가 발생하고 연소하는 과정에서 biochar가 얻어지며, biochar는 버려지는 곡물 바이오매스, nut shells, fruit pits, bagasse, 음식물쓰레기, 잡초, 숲의 폐목재, 축산분뇨, 동물의 뼈, 갑각류 껍질 등이 모두 원료로 사용될 수 있어 그 활용성이 매우 큼.



[Biochar의 이용 식물과 제조된 Biochar]



[Biochar 원료별 Biochar 생산량]

Fig. 2-3. 다양한 원료를 이용한 biochar 제조 및 생산량.

- Biochar 연구는 선진국을 중심으로 농업생태적인 효율성 증진과 토양개량제의 효과와 관련하여 많은 연구결과가 보고되었으나, 원재료에 따른 biochar 제조공정이 표준화되지 않아 여전히 제조방법과 관련된 기초연구도 많이 진행 중에 있음. 특히 최근 들어 미국을 비롯한 기술선진국에서는 biochar에 의한 온실가스 저감효율을 평가하고 있으며, 일부 연구자들에 의해 biochar를 이용한 온실가스저감 환경기술들이 개발되고 있는 중에 있음.
- 현재 선진국에서도 biochar의 연구는 현재 진행형이며 아직까지 알려지지 않은 biochar 관련 연구로 C negativity, 질소순환, loading capacity, 유기물순환, priming effect, 토양 미생물, 토양 물리적 변화 등이 진행 중임 (Verheijen et al., 2010).

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술개발

1. 이론적 접근방법

가. Biochar의 기원과 정의

바이오차의 기원은 아마존 지역에서 거주하던 고대의 미국인디언(현지 인디언들 사이에서는 검은 흙으로 알려짐)들로부터 벌목과 숲을 이용한 기술을 사용함에 따라 현재까지 내려오고 있다 (Lehmann, 2009; Lehmann and Joseph, 2009). 아마존의 검은 흙(원예학적 인위토양)은 조사 결과 토양의 기능적인 면에 있어 바이오차와 같이 효과적인 것으로 드러났다. 특히, 바이오차는 토양의 보비력과 지속가능성을 증대시키기 때문이다. 세계적으로 많은 과학자들과 농부들이 이것에 대해 비밀리에 집중하고 있다. 또한 바이오차는 환경 관리에 있어서도 아주 유용한 기술이라고 인식되고 있다(Lehmann and Joseph, 2009).

나. 환경관리 측면의 biochar

환경 관리 분야에 있어 바이오차는 크게 1)토질 증대, 2) 폐기물 관리, 3) 기후변화 대응, 4) 에너지 생산, 이렇게 4가지로 구체화 되어있다(Lehmann and Joseph, 2009).

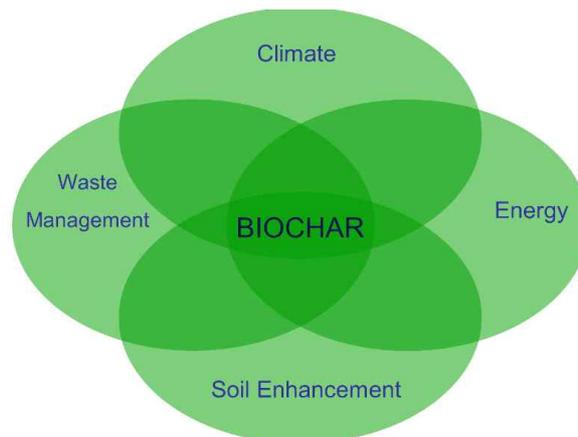


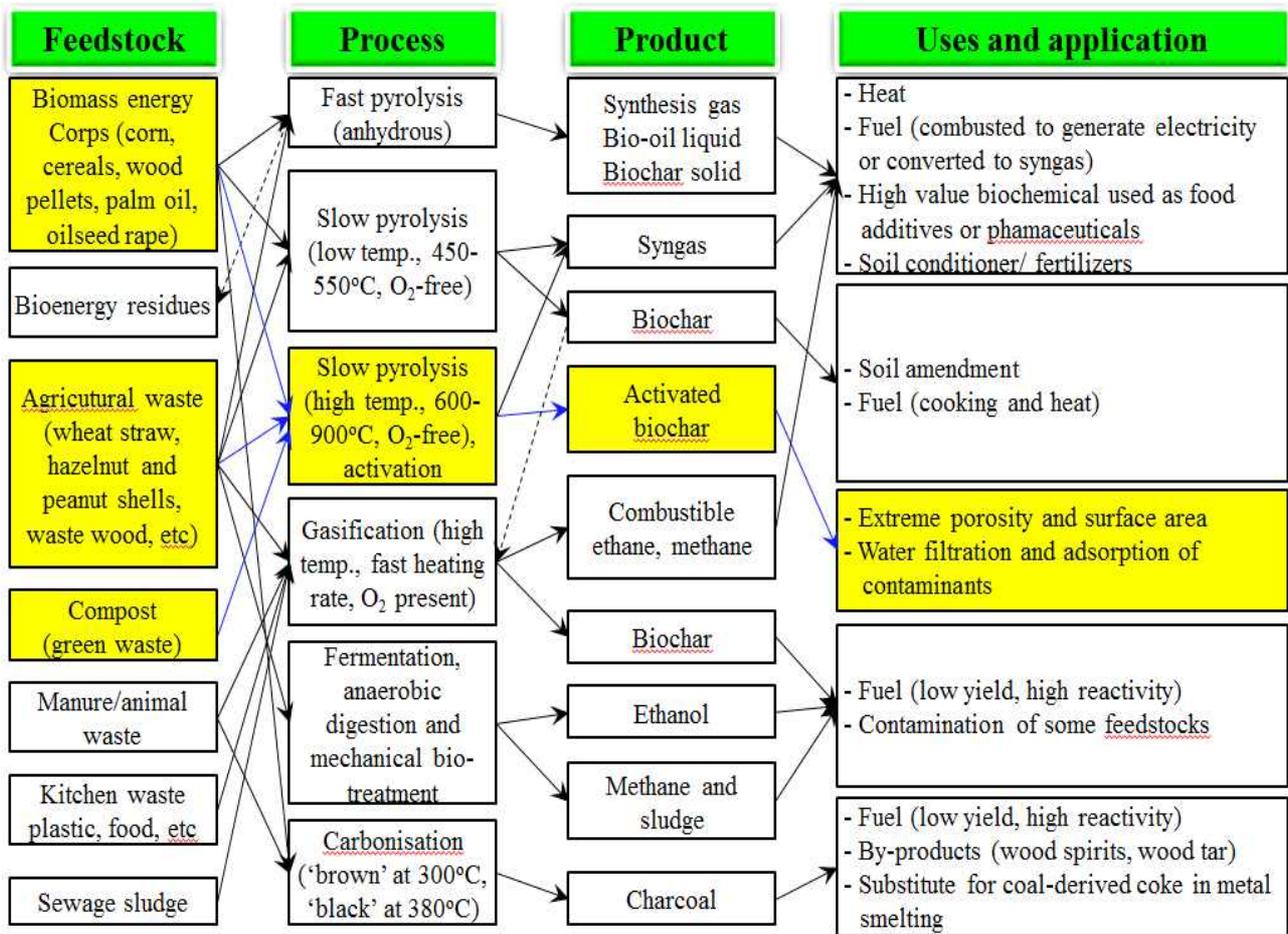
Fig. 3-1. 환경관리 개념에서의 biochar 역할

바이오차는 유기탄소의 함량이 높기 때문에 토양의 물리화학적 그리고 생물학적 특성을 증대시킬수 있는 잠재적 능력이 있다. 토양수분체류용량의 경우 바이오차를 함유하고 있는 토양에서 보수력이 증가된 유기탄소의 양만큼 보수력이 18% 증대된다고 보고되어진 바 있다 (Glaser et al. 2002). Biochar를 토양에 시용하였을 경우 토양의 탄소를 격리함으로써 해서 기후변화를 완화시킬 수 있는 좋은 방법 중 하나이다(Lehmann et al., 2008). 최근 실험 결과

biochar를 토양에 첨가하였을 경우 고정적이며 안정적인 탄소화합물로 90-1600년간 체류할 수 있다고 보고된바 있다(Singh et al., 2012).

다, Biochar 제조 및 특성

바이오매스의 제조 및 특성은 현재 다양한 부산물을 이용한 최적조건 등이 구명되었으며, 특히 biochar는 열분해온도가 많은 영향을 미친다. Biochar의 제조시 biochar장치의 열분해 승온 온도에 따라 slow alc fast pyrolysis로 구분할 수 있으며, 그에 따라 이용분야도 달라지게 된다. Biochar 제조조건에 따른 적용분야는 Fig. 3-2에서 보는 것과 같다.



(Demirbas et al., 2006; Gaunt et al., 2008; Okimori et al., 2003; Ramankutty et al., 2008; Saran Sohi et al., 2009)

Fig. 3-2. Biochar 제조 조건에 따른 각각의 적용분야

열분해 온도는 또한 biochar의 물리화학적 특성에 가장 많은 영향을 미치며, 온도에 따라 용출되는 무기성분의 함량과 표면적이 달라지게 된다. 일반적으로 열분해 온도에 따른 CEC, C함량, pH, 비표면적을 고려하여 농업용 biochar의 최적온도를 제시한바 있다 (Fig 3-3). 하지만 biochar의 물리화학적 특성은 동일한 온도에서 제조한다하여도 사용되는 원재료에 의해서 상이

한 차이가 있으므로, 다양한 부산물을 이용하여 biochar의 최적조건을 적립하는 것은 많은 문제점이 존재한다.

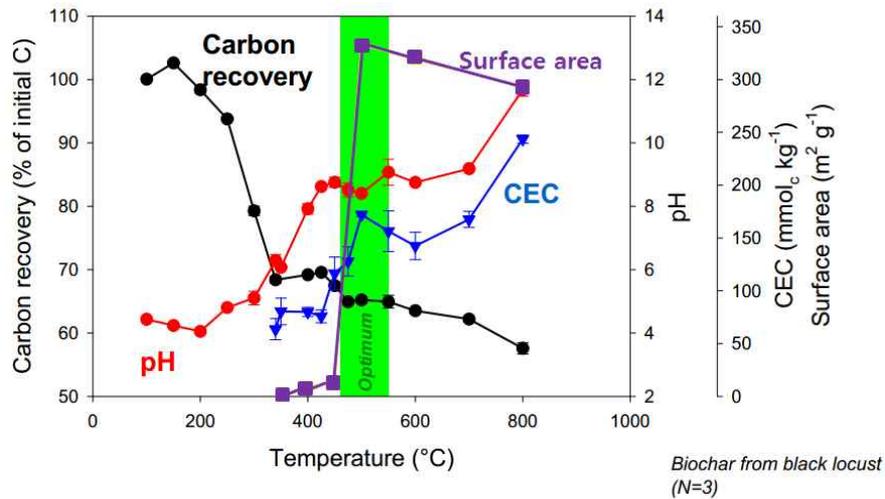


Fig. 3-3. 열분해 온도에 biochar의 이화학적 특성

라. 흡착제로서의 biochar

탄소를 포함한 물질들은 토양 및 수질에서 유기 및 무기 오염물질의 흡착제로 오랫동안 사용되어져 왔다 (Saeed et al., 2005; Salih et al., 2011; Yang et al., 2011; Ahmad et al., 2012c). 현재, 산소를 처리해 기공과 표면적을 증가시킨 활성탄은 대표적인 흡착제이다. 활성탄에서 활성이라는 것은 숯에 온도나 화학적 처리를 통해 숯 표면적을 증대시킨 것을 뜻한다. 바이오차는 평균 또는 높은 표면적을 가지고 있으며 열분해로 인해 생산된 것으로 활성탄과 유사한 것이 많다(Cao et al., 2011). 그러나 활성탄과 바이오차가 다른 점은 활성이나 처리를 하지 않았다는 것이다(Cao and Harris, 2010; Ahmad et al., 2012a). 추가적으로 바이오차는 토양에서 오염물질과 상호작용은 하는 탄화되지 않은 부분을 가지고 있다. 특히, 바이오차에서 산소를 함유하는 카르복실기, 하이드록실기, 페놀기와 같은 functional group은 토양 내 오염물질과 효과적으로 결합된다(Uchimiya et al., 2011b). 이러한 바이오차의 다양한 기작은 토양과 수질의 유기/무기성 오염물질의 효율적인 환경적 흡착제로서 잠재력을 보여준다. 일전에 언급하였듯이 특정한 바이오차의 특성은 열분해 온도, 잔류시간 그리고 재료의 종류에 따라 다양한 오염물질을 흡착할수 있는 특성을 가지고 있는 바이오차로 바뀐다. 그러므로 오염물질에 특성에 맞는 biochar제조관련 연구가 필요한 실정이다.

1) 토양 및 폐수 중 유기성 오염물질의 정화

유기오염물질 중 가장 대표적으로 조명한 것은 바로 농약, 살충제, 폴리사이클릭 아로마틱 하이드로카본, 염료 및 항생제 등이다 (Qiu et al., 2009; Beesley et al., 2010; Zheng et al., 2010; Teixido et al., 2011; Xu et al., 2012). Ok et al. (2014)의 연구결과에 따르면 바이오차와

유기성 오염물질간의 상호작용은 Fig. 3-4에서 보는 것과 같이 첫 번째 biochar와 유기오염물질과의 상호작용, 두 번째 biochar와 극성 유기오염물질의 상호작용 및 세 번째로 비극성 유기오염물질과의 상호작용으로 인하여 다양한 유기성 오염물질의 흡착이 가능하다고 보고되어진 바 있다.

2) 수질오염

바이오차가 물속에서 유기성 오염물질과 흡착하는 것은 높은 표면적과 미세기공 때문이다 (Yu et al., 2009; Yang et al., 2010; Lou et al., 2011). 400°C 이상에서 제조된 바이오차는 유기성 오염물질 흡착에 더욱더 효과적인데 그 이유는 높은 표면적과 미세기공이 발달되었기 때문이다 (Uchimiya et al., 2010; Yang et al., 2010; Ahmad et al., 2012a). 일반적으로 500°C 이상에서 바이오차의 표면이 극성이 낮아지고 아로마틱화가 되는 것은 O-와 H-를 포함하고 있는 functional group이 감소해서 그런 것이며, 나아가 유기오염물질의 흡착에 효과적일 것이다. Uchimiya et al. (2010)는 700°C에서 생산된 계분을 이용한 biochar의 표면의 aromatic group으로 인하여 atrazin의 흡착능을 증대시킨다고 보고 하였다. 이와 같이 biochar의 유기성오염물질 흡착은 biochar 표면의 functional group과의 밀접한 관련이 있는 것으로 판단된다.

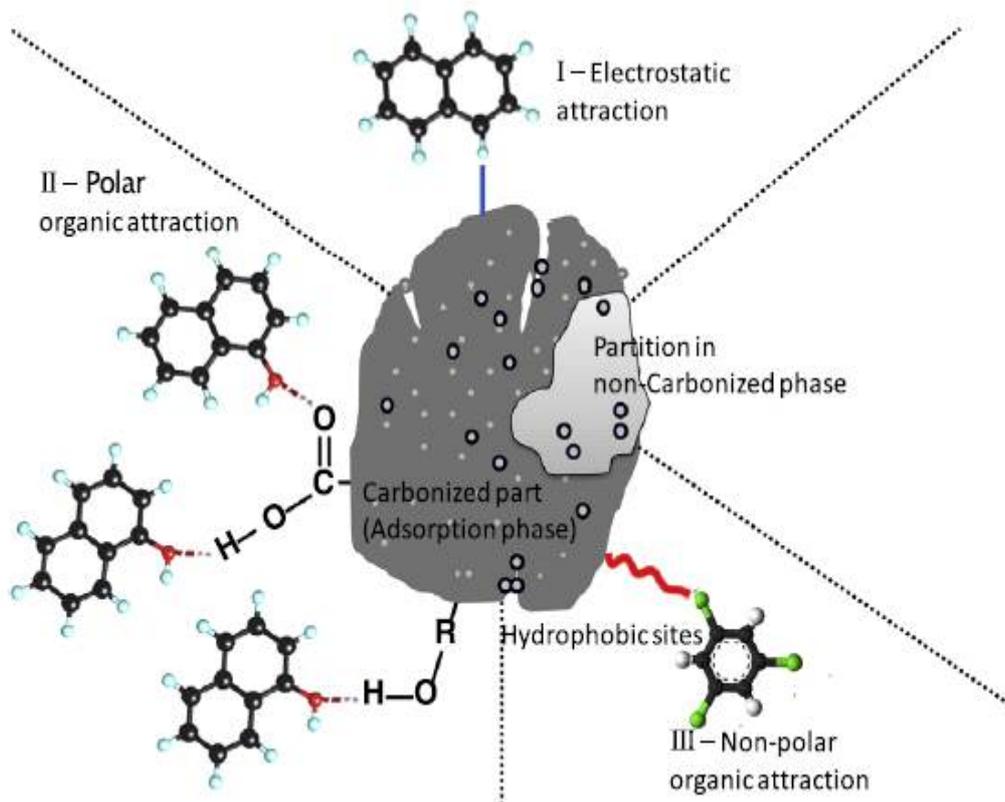


Fig. 3-4. 유기성오염물질과 biochar의 흡착관계

3) 토양 및 폐수 중 무기오염물질의 정화

환경에서 특정 금속과 같은 무기 오염물질은 광산, 제련, 폐광산, 시비, 가축분뇨, 농약, 가솔린 생산, 배터리제조, 발전소, 폐수 그리고 하수슬러지와 같은 인위적인 활동에 의해 발생한다 (Adriano, 2001; Ok et al., 2011; Usman et al., 2012; Lim et al., 2013). 유기성 오염물질과는 달리 금속은 생물학적 분해가 되지 않으며 중금속은 생물학적 유기체에 높은 독성을 보인다 (Adriano, 2001; Zhang et al., 2013). 예전부터 활성탄과 같은 탄소를 포함한 재료들은 토양과 수질의 금속 오염물질의 저감시키기 위해 사용되어져 왔다(Park et al., 2011a). Biochar는 최근 토양 및 수중에서 중금속 흡착에 관한 연구가 시작되었으나 흡착메커니즘에 대한 연구는 미흡한 수준이다

4) 중금속 오염

중금속 흡착에 관한 biochar의 흡착 메커니즘은 Fig. 3-5에서 보는 것과 같다. 1) biochar외부 표면의 K^+ 및 Na^+ 과 같은 1가양이온과의 이온교환에 의한 영향, 2) biochar의 표면의 물리적인 흡착, 3) biochar의 표면의 $-COOH$ 및 $-OH$ 에 의한 작용기에 의한 영향 4) biochar표면에 phosphate 및 silicate와 같은 성분들과 공침을 통하여 biochar표면에 흡착되게 된다.

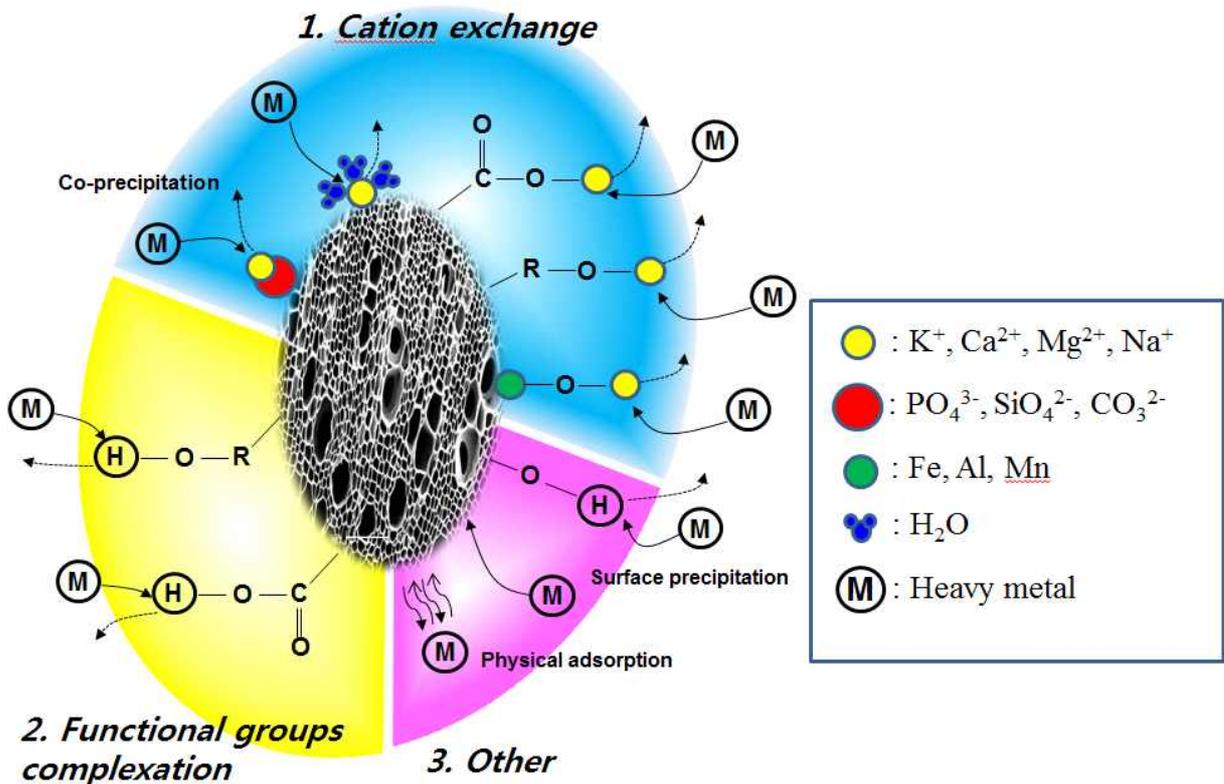


Fig. 3-5. Biochar의 중금속 흡착 메커니즘

2. 실험적 접근방법

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반구축

1) 실험재료

가) 농업부산물

환경정화용 biochar 생산을 위한 농업부산물 재료는 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대 및 과수 전정지 (사과나무, 배나무, 복숭아나무 및 감나무)를 사용하였다. 옥수수대는 진주시 경남농업기술원에서 채취하였으며, 참깨대는 9월에 수확이 끝난 사천시 용현면 용치리에서 채취하였으며, 담뱃대는 경상남도 거창군 신원면에서 9월에 수확이 끝난 것을 채취하였다. 고춧대는 경남 사천시 향촌면에서 11월에 수확이 끝난 것을 채취하였다. 사과나무 전정지는 경상남도 함안군 안의면에서 전정작업을 통해 수거된 부산물을 사용하였으며, 배나무 전정지는 경상남도 문산읍에서 전정작업을 통해 수거된 부산물을 사용하였다. 복숭아나무 전정지는 경상북도 청도군 풍각면에서 전정작업을 통해 수거된 부산물을 사용하였으며, 감나무 전정지는 사천시 용현면 용치리에서 전정작업을 통해 수거된 부산물을 사용하였다. 농업부산물 종류별 생육 전경 및 채취된 농업부산물은 Fig. 3-6 및 7에서 보는 바와 같고, 각 재료별 화학적 특성은 Table 3-1에서 보는 것과 같다. 농업부산물 종류별 pH는 옥수수를 제외한 모든 농업부산물이 큰 차이 없이 중성부근이었으나, 옥수수의 경우는 8.83으로 약간 높은 경향이였다. 농업부산물 원재료의 EC는 전반적으로 1-6 dS m⁻¹의 범위였으며, T-N의 함량은 옥수수와 복숭아나무 전정지가 각각 1.40% 및 0.85%로 다른 농업부산물에 비해 높은 경향이였고, T-P의 함량은 0.42-0.55% 범위로 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 농업부산물 종류별 K의 함량은 과수전정지가 다른 농업부산물에 비해 비교적 낮은 편이었으며, 특히 참깨부산물의 K의 함량은 2.40%로 가장 높았다. 농업부산물 종류별 Ca 및 Mg의 함량도 K와 유사한 경향으로 전반적으로 과수전정지가 다른 농업부산물에 비해 낮은 경향이였다.



[옥수수 재배]



[옥수수대]



[참깨 재배]



[참깨대]



[담배 재배]



[담배대]



[고추 재배]



[고춧대]

Fig. 3-6. 농업부산물 종류별 생육진경 및 채취된 실험재료.



[배 재배]



[배나무 전정지]



[복숭아 재배]



[복숭아나무 전정지]



[사과 재배]



[사과나무 전정지]



[감 재배]



[감나무 전정지]

Fig. 3-7. 농업부산물 종류별 생육전경 및 채취된 실험재료.

Table 3-1. 농업부산물 종류별 원재료의 화학적 특성

	pH	EC	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
	(1:5H ₂ O)	(dS m ⁻¹)	-----		(%)	-----		----- (mg kg ⁻¹) -----				
Corn straw	8.83	6.13	1.40	0.45	1.78	0.18	0.28	36.2	9.7	4.32	17.25	20.75
Sesame straw	7.45	3.25	0.43	0.54	2.40	0.21	0.16	54.3	5.6	1.21	10.02	11.65
Tabacco straw	7.54	3.05	0.40	0.44	1.63	0.52	0.09	236.4	196.6	20.23	7.58	13.41
Pepper straw	6.46	6.45	0.25	0.42	0.43	0.04	0.27	188.9	14.9	8.33	5.67	2.41
Pear branch	7.97	1.13	0.32	0.55	0.24	0.27	0.07	32.2	6.6	8.33	0.65	1.68
Peach branch	8.02	0.95	0.85	0.43	0.32	0.20	0.09	165.5	12.26	6.25	0.61	5.25
Apple branch	8.12	1.13	0.13	0.54	0.20	0.27	0.04	28.6	9.26	10.26	0.66	0.95
Persimmon branch	7.56	0.95	0.85	0.42	0.27	0.26	0.05	303.1	9.62	102.3	5.02	4.26

나) 임산부산물

환경정화용 biochar 생산을 위한 임산부산물 재료는 솔방울, 솔잎, 벚꽃나무 가지, 플라타너스 가지 및 대나무대 등 총 5종이었으며, 솔방울 및 솔잎은 경남 진주시 가좌동에 소재한 망진산에서 채취하였으며, 벚꽃나무 가지는 사천시 선진면에서 전정작업 후 수거하여 사용하였으며, 플라타너스 가지는 경상대학교 내 전정작업 후 수거된 것을 사용하였다. 대나무는 진주시 문산읍 이곡리에서 확보하였으며, 임산부산물의 생육전경 Fig. 3-8과 같고, 화학적 특성은 Table 3-2에서 보는 바와 같다. 임산부산물 원재료의 pH는 전반적으로 6.95-7.65범위로 중성부근이었으며, EC는 대나무대 및 벚꽃나무 가지에서 각각 2.02 및 1.62 dS m⁻¹로 다른 임산부산물에 비해 높은 경향이였다. 임산부산물 종류별 T-N의 함량은 솔잎이 1.21%으로 다른 임산부산물에 비해 가장 높았으며, T-P도 T-N과 동일한 경향이였다. 임산부산물 종류별 K의 함량은 솔잎 및 플라타너스 가지가 각각 1.63 및 1.62%로 다른 임산부산물에 비해 높은 경향이였으며, Ca의 함량은 전반적으로 0.39-0.52% 범위로 유사한 경향을 나타냈다. 임산부산물 종류별 Mg의 함량은 대나무대에서 가장 높은 함량을 보였다.



[솔방울 생육전경]



[솔방울]



[솔잎 생육전경]



[솔잎]



[벚꽃나무 생육전경]



[벚꽃나무 가지]



[플라타너스 생육전경]



[플라타너스]



[대나무 생육전경]



[대나무]

Fig. 3-8. 임산부산물 종류별 생육전경 및 채취된 실험재료.

Table 3-2. 임산부산물 종류별 원재료의 화학적 특성

	pH	EC	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
	(1:5H ₂ O)	(dS m ⁻¹)	----- (%)			-----			----- (mg kg ⁻¹) -----			
Pine cone	7.32	0.24	0.15	0.12	0.43	0.40	0.28	188.8	14.9	8.33	2.41	5.7
Pine needle	7.65	0.95	1.21	0.43	1.63	0.52	0.09	236.4	193.2	20.31	7.58	13.4
Cherry blossoms branch	6.95	1.62	0.12	0.12	0.43	0.39	0.25	154.6	22.6	10.62	3.69	5.5
Platanus branch	7.26	0.09	0.12	0.20	1.62	0.49	0.12	172.6	106.9	14.65	5.64	20.6
Bamboo straw	7.25	2.02	0.08	0.21	0.69	0.42	0.42	68.9	59.4	12.11	2.41	5.7

2) 실험장치

농림부산물로 제조한 biochar의 암모니아성 질소와 인 처리효율을 조사하기 위한 column 실험장치는 Fig. 3-9와 같이 직경이 21 mm이고 길이가 365 mm인 column을 사용하였으며, column 내부에 농림부산물 biochar를 각각 30 g씩 충전하였다. 실험에 사용된 공시용액은 암모니아성 질소와 인 표준용액을 각각 50 mg L⁻¹되게 조제하여 사용하였으며, 공시용액을 정량 펌프를 이용하여 300 mL day⁻¹되게 column 상부에서 연속적으로 30일 동안 주입하였다. Column내부의 용액수위는 용액으로 포화시키기 위해 column내 여재의 표층까지 항상 유지되도록 하였다.

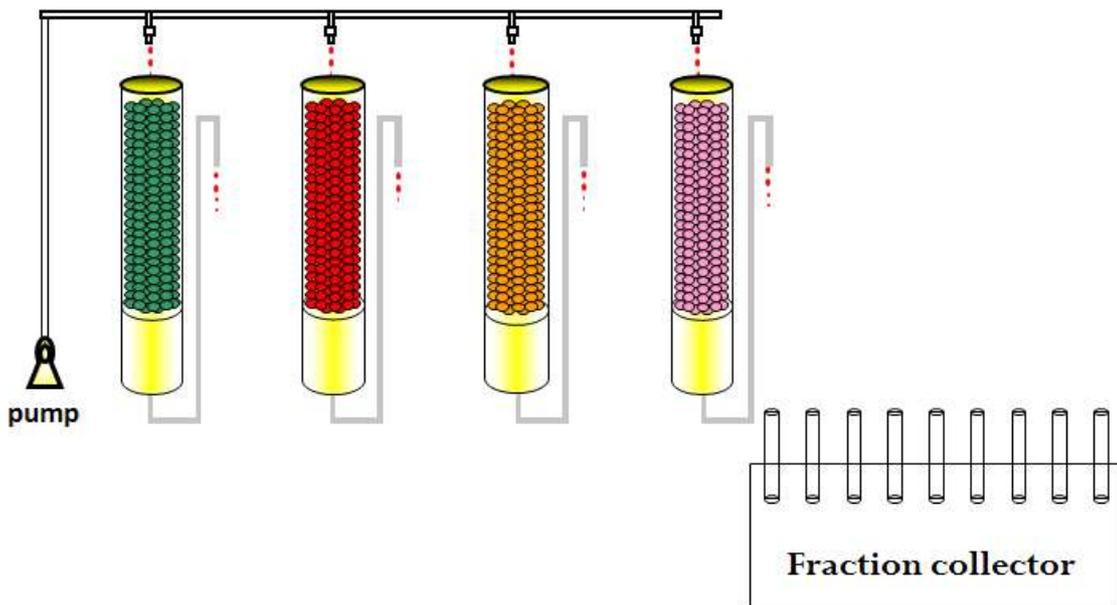


Fig. 3-9. 농림부산물로 제조한 biochar의 수처리 효율평가를 위한 column 장치 모식도.

3) 실험방법

가) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

(1) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 제작

농림부산물을 활용한 환경정화용 biochar 제조장치는 드럼형 및 전기가열형 제조장치를 설계 및 제작하였고, 드럼형 및 전기가열형 방식으로 생산된 biochar의 연구결과를 토대로 하여 환경정화용 biochar 제조장치를 제작하였다.

(2) 가열방식별 시스템 효율성 검토

가열방식별 biochar 제조시스템의 효율성 검토에 사용된 시료는 농업부산물인 옥수수대, 참깨대, 담뱃대 및 고춧대를 사용하였다. 드럼형 biochar 제조장치의 운전은 시스템의 특성상 온도와 시간 조절이 용이하지 않으나 온도는 600-900℃ 범위이었고, 열분해 시간은 4시간 이었다. 전기가열형 biochar 제조장치의 열분해 온도는 500℃로 하였으며, 열분해는 4시간 동안 하였다. 가열방식별 시스템 효율성 검토는 두 biochar 제조장치에서 biochar 제조시 농업부산물 종류별 온도변화, biochar 수율, 화학적 및 물리학적 특성을 비교하였다. 제조된 biochar의 화학적인 특성을 비교하기 위해 T-C, pH, EC, T-N 및 T-P를 분석하였으며, biochar의 물리학적 특성을 비교하기 위해 전계방출형주사현미경을 이용하여 Scanning Electron Micrograph (SEM) 및 Energy Dispersive Spectroscopy (EDS)로 biochar의 표면관찰을 및 표면 무기성분 함량 변화를 비교하고, FT-IR을 이용하여 농업부산물 biochar의 작용기 변화를 비교하였다.

(3) 농림부산물 종류별 biochar 제조조건 구명

농림 부산물 종류별 biochar 제조조건은 농업부산물인 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대, 배나무 전정지, 복숭아나무 전정지, 사과나무 전정지 및 감나무 전정지 등 8종과 임산부산물인 솔방울, 대나무, 벚꽃나무, 솔잎, 플라타나스 등 5종으로 총 13종을 이용하여 조사하였다. Biochar의 제조는 전기가열형 biochar 제조장치를 이용하였으며 열분해 온도 (300, 400, 500, 600℃) 및 열분해 시간 (4, 5, 6시간)에 따라 biochar의 수율과 총 탄소 함량을 조사하였다.

나) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토

(1) 농림부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성

농림부산물 종류별 biochar의 질소 및 인의 용출 특성은 조제된 농업부산물을 삼각플라스크에 각각 0.2 g씩 주입하고 증류수를 50 mL을 삼각플라스크에 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 1, 2, 4, 8 및 16시간 교반하여, 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 $\text{NH}_4\text{-N}$ 와 $\text{PO}_4\text{-P}$ 함량을 수질오염공정시험법에 준하여

분석하였다.

(2) 농림부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화

농림부산물을 이용하여 제조한 biochar의 환경정화용으로 가능성을 검토하기 위해 세척횟수에 따른 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 함량 변화를 조사하였다. 농림부산물 biochar 시료를 각각 0.2 g 씩 삼각플라스크에 주입하고, 증류수를 각 biochar 시료가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL 되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 1시간으로 조절하여 온도 20°C하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 세척 횟수를 1, 2, 3회로 구분하여 세척한 다음 다시 Whatman GF/C filter 필터하여 매 세척횟수마다 나온 여액 중 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 함량을 수질오염공정시험법에 준하여 분석하였다.

다) 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교

(1) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 화학적 특성조사

농림부산물 종류별 생산된 biochar의 화학적 특성조사는 13종의 농림부산물을 열분해 온도 및 시간을 달리하여 biochar를 제조하였으며, 생산된 biochar의 pH, EC, T-N, T-P, K, Ca 및 Mg 등 무기성분과 중금속 함량을 측정하였다.

(2) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 물리적 특성조사

농림부산물 종류별 생산된 biochar의 물리적 특성조사는 13종의 농림부산물을 열분해 온도 및 시간을 달리하여 biochar를 생산하였으며, 생산된 biochar는 전계방출형주사현미경을 이용하여 Scanning Electron Micrograph (SEM) 및 Energy Dispersive Spectroscopy (EDS)로 biochar의 표면관찰을 및 표면 무기성분 함량 변화를 관찰하고, FT-IR을 이용하여 농업부산물 biochar의 작용기 변화를 관찰하였다.

라) 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조는 Ioannidou and Zabaniotou (2006), Girgis et al. (2002), Tsai et al. (2001) 등의 문헌결과를 통하여 액상 활성화제제와 분말 활성화제제를 이용한 방법을 구분하여 조사하였다.

(1) 액상 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

농림부산물 종류별 500°C, 4시간에서 생산된 biochar에 액상 활성화제제인 0.1N HCl, 0.1N H_2SO_4 , 0.1N H_3PO_4 로 구분하여 각 시료가 주입된 삼각플라스크에 50 mL되게 밀봉한 후 삼각

플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 24시간 온도 20°C하에 항온시켜 원심분리기를 이용하여 상등액을 제거하고 Dry oven에서 건조하여, 기능성 biochar를 조제하여 시료로 사용하였으며, 시료 0.2 g을 삼각플라스크에 충전 후 NH₄-N 표준용액(NH₄Cl) 및 PO₄-P (KH₂PO₄) 표준용액을 각각 20 mg L⁻¹농도가 되게 제조하여 이들 용액을 각 활성화 biochar가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 24시간 온도 20°C하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method (APHA, 2005)의 인도페놀법에 의해 NH₄-N 농도를 측정하고 몰리브덴산-아스코르빈산 환원법으로 PO₄-P의 농도를 측정하였다.

(2) 분말 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

농림 부산물 종류별 500°C (4시간)에서 생산된 biochar에 분말 활성화제제인 KOH, ZnCl₂, K₂CO₃, MgO를 1:1로 혼합하여 800°C에서 2시간동안 활성화하였으며, 상기 가) 항과 동일한 방법으로 NH₄-N과 PO₄-P의 농도를 측정하였다.

(3) 기존 활성탄과 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가

상기 (1) 및 (2)항의 방법을 통해 최적으로 생산된 활성화된 biochar와 기존 활성탄과의 질소 및 인 흡착효율 평가는 활성화된 biochar와 기존활성탄을 각각 0.2 g씩 삼각플라스크에 주입하고, 가)항과 동일한 방법으로 수행되어졌다.

마) Batch실험에서 농림부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사

농림부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성 조사는 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 적용하였으며, 그 결과를 토대로 농림부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능, 흡착경향 및 결합세기 등을 조사하였다.

농림부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성 조사를 위한 Freundlich 등온흡착식의 일반식은 다음 (1)과 같다.

$$(1) \quad q = K C^{\frac{1}{n}}$$

q : 흡착제 단위 g당 흡착된 오염물질의 양(mg g⁻¹).

C : 평형상태에서 남은 오염물질농도(mg L⁻¹).

K : 오염물질의 흡착능력.

$\frac{1}{n}$: 오염물질의 흡착경향.

여기서 q 는 흡착제 단위 g 당 오염물질의 흡착량(mg)이고, C 는 평형상태에서 용액중에 남아 있는 오염물질의 평형농도이며, 그리고 K 와 $1/n$ 은 Freundlich 상수로서 K 는 오염물질의 흡착능을 나타내고 $1/n$ 은 흡착경향을 나타낸다.

(1)식의 양변에 \log 를 취하면 아래 (2)식과 같이 되고, 이것을 $y=ax\pm b$ 의 1차방정식으로 나타내면 (3)식과 같이 된다.

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

$$(3) y=ax\pm b$$

농림부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성 조사를 위한 Langmuir 등온흡착식의 일반식은 다음 (1)식과 같다.

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

q : 흡착제 단위 g 당 흡착된 오염물질의 양($mg g^{-1}$).

C : 평형상태에서 남은 오염물질농도($mg L^{-1}$).

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

b : 흡착에너지에 관한 상수.

여기서 q 는 단위 g 당 오염물질 흡착량(mg)을 나타내며, C 는 평형상태에서 용액중에 남아 있는 오염물질의 평형농도, 그리고 a 와 b 는 경험적인 상수로서 a 는 최대 흡착능을 나타내고 b 는 흡착결합력을 나타낸다. (1)식을 다시 정리하면 다음 (2)식과 같이 되고 이것을 $y=ax\pm b$ 의 1차방정식으로 나타내면 (3)식과 같이 된다.

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

$$(3) y=ax\pm b$$

(1) 농림부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 흡착특성

농림부산물 종류별 biochar의 NH_4-N 흡착실험은 농업부산물인 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대, 배나무 전정지, 복숭아나무 전정지, 사과나무 전정지, 감나무 전정지 8종과 임산부산물인

솔방울, 솔잎, 벚꽃나무, 플라타너스 및 대나무 5종을 각각 0.1 g씩 삼각플라스크에 주입하고, 암모니아 표준용액 (NH_4Cl)을 각각 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320 mg L^{-1} 농도가 되게 제조하여 이들 용액을 각 여재가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 24시간 온도 20°C하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method (APHA, 2005)의 인도페놀법에 의해 $\text{NH}_4\text{-N}$ 농도를 측정하여 각 여재 (흡착제)의 단위 g당 흡착된 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 농도를 구하여 이를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다.

(2) 농림부산물 종류별 biochar의 인 흡착특성

농림 부산물 종류별 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 흡착실험은 농업부산물인 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대, 배나무 전정지, 복숭아나무 전정지, 사과나무 전정지 및 감나무 전정지 8종과 임산부산물인 솔방울, 솔잎, 벚꽃나무, 플라타너스 및 대나무 5종을 각각 0.1 g씩 삼각플라스크에 주입하고, 여기에 인 표준용액 (KH_2PO_4)을 각각 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320 mg L^{-1} 농도가 되게 제조하여 이들 용액을 각 여재가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 24시간 20°C하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method (APHA, 2005)의 ascorbic acid method에 의해 $\text{PO}_4\text{-P}$ 농도를 측정하여 각 여재 (흡착제)의 단위 g당 흡착된 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 농도를 구하여 이를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다.

(3) 농림부산물 종류별 biochar의 중금속 흡착특성

농림 부산물 종류별 납의 흡착실험은 농업부산물인 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대를 각각 0.1 g씩 삼각플라스크에 주입하고, 여기에 Pb, Cu, Cd 표준용액을 각각 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320 mg L^{-1} 농도가 되게 제조하여 이들 용액을 각 여재가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 24시간 20°C하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method (APHA, 2005)의 ICP (Inductively coupled plasma)에 의해 Pb, Cu, Cd 농도를 측정하여 각 biochar(흡착제)의 단위 g당 흡착된 Pb, Cu, Cd의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 Pb, Cu, Cd의 농도를 구하여 이를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다.

4) 분석방법

Biochar의 용출시험 및 batch 흡착실험은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다 (APHA, 2005). $\text{NH}_4\text{-N}$ 은 인도페놀법, $\text{PO}_4\text{-P}$ 는 아스코르빈산 환원법으로 각각 분석하였으며, 중금속의 경우는 Inductively coupled plasma (DV4300, Perkinmer)를 이용하여 측정하였다.

농립 부산물 및 biochar의 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (Kim et al., 1998). pH는 초자전극법 및 EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로 각각 분석하였으며, biochar의 무기성분 분석은 시료를 습식분해액 ($\text{H}_2\text{SO}_4\text{:HClO}_4 = 1\text{:}1$)으로 분해시킨 다음 T-N은 Kjeldahl법 및 T-P는 Vanadomolybdate법으로 각각 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 적당히 희석하여 ICP로 각각 분석하였다.

나. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화

1) 공시재료

가) 공시 biochar

농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반 구축을 통해 본 시험에 사용된 biochar가 환경정화용 biochar 활용이 가능할 것으로 판단하였다. 따라서 바이오매스 확보가 용이한 참깨대, 플라타나스 전정지 및 감나무 전정지를 선정하여 biochar를 제조하였다 (Fig. 3-10). 제조된 biochar 화학적 및 물리학적 특성은 Table 3-3 및 Fig. 3-11~12에서 보는 것과 같다.

공시 biochar 종류별 biochar의 pH는 종류에 따라 큰 차이 없이 7.26~7.56으로 중성이었고, EC는 참깨대 biochar가 3.25 dS m^{-1} 으로 다른 biochar에 비해 높았다. T-N 및 T-P 함량은 각각 0.12~0.85% 및 0.20~0.54%의 범위였으며, 농립 바이오매스 종류별 biochar의 K, Ca 및 Mg 함량은 $\text{K} > \text{Ca} > \text{Mg}$ 순이었으며, 원재료에 따라서 K, Ca, Mg 함량은 약간의 차이가 있었다.

공시 biochar의 종류별 biochar의 시료 표면과 표면의 무기성분 함량을 측정한 결과, biochar의 시료표면은 대부분 다공성구조로 되어 있었으며, 열분해 과정을 거치면서 매우 거칠어져 있었고 일부 균열되어 있는 것을 관찰할 수 있었다. EDS를 이용한 biochar의 표면을 측정한 결과 biochar의 표면은 대부분 탄소로 구성되어있으며, 일부 칼륨, 칼슘 등의 무기성분을 함유하고 있었다.

FT-IR을 이용한 biochar 종류별 작용기를 분석한 결과 모든 biochar 작용기는 공통적으로

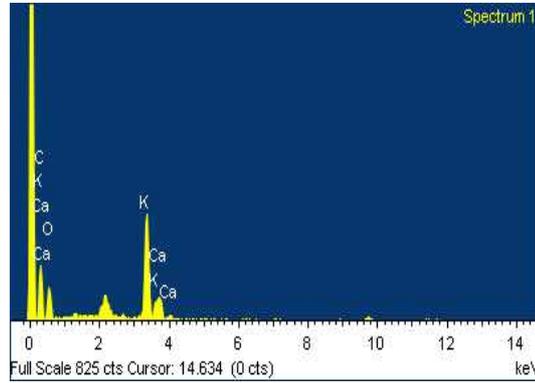
750 cm^{-1} 에서 C-H, 1,120 cm^{-1} 에서 지방족 C-OH stretching (Bae and Koh, 2011), 1,350 cm^{-1} 에서 C-N구조가 나타났으며, 1,460 cm^{-1} 에서 $-\text{CH}_2$, 1,680 cm^{-1} 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), 1,680 cm^{-1} 에서 방향족 C=C ring stretching (Bae and Koh, 2011), 2,880 cm^{-1} 에서 C-H가 나타났으며, 3,400 cm^{-1} 에서 O-H 작용기가 확인되었다.



Fig. 3-10. 공시 biochar 종류별 시료채취 부위.

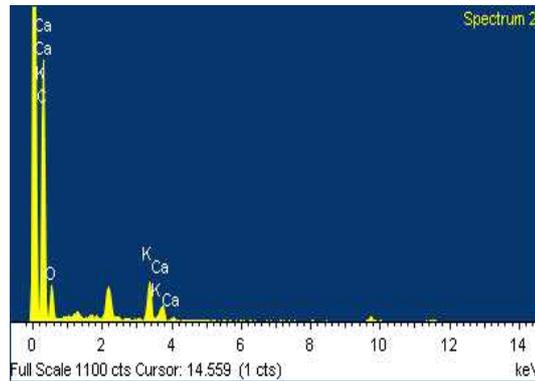
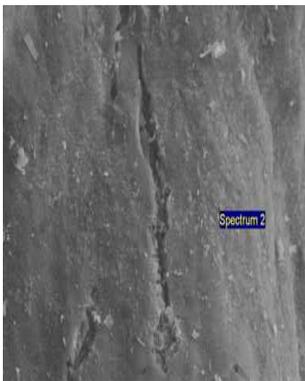
Table 3-3. 공시 biochar 종류별 화학적 특성

	pH	EC	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
	(1:5H ₂ O)	(dS m ⁻¹)	-----		(%)	-----			----- (mg kg ⁻¹) -----			
Sesame straw	7.45	3.25	0.43	0.54	2.40	0.21	0.16	54.3	5.6	1.21	10.02	11.7
Platanus branch	7.26	0.09	0.12	0.20	1.62	0.49	0.12	172.6	106.9	14.65	5.64	20.6
Persimmon branch	7.56	0.95	0.85	0.42	0.27	0.26	0.05	303.1	9.62	102.3	5.02	4.3



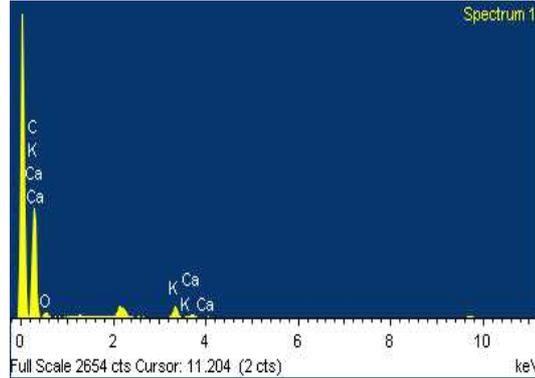
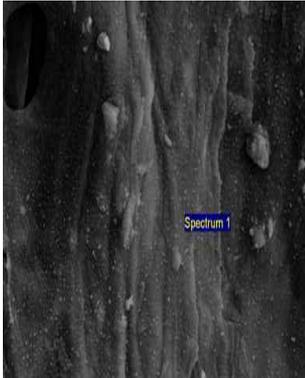
Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	61.97	66.98
O	10.59	21.18
Mg	1.72	1.15
Cl	1.08	0.50
K	16.01	6.68
Ca	8.64	3.51
Totals	100.00	

<참깨대 biochar>



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	79.79	85.30
O	17.00	13.64
K	3.20	1.05
Totals	100.00	

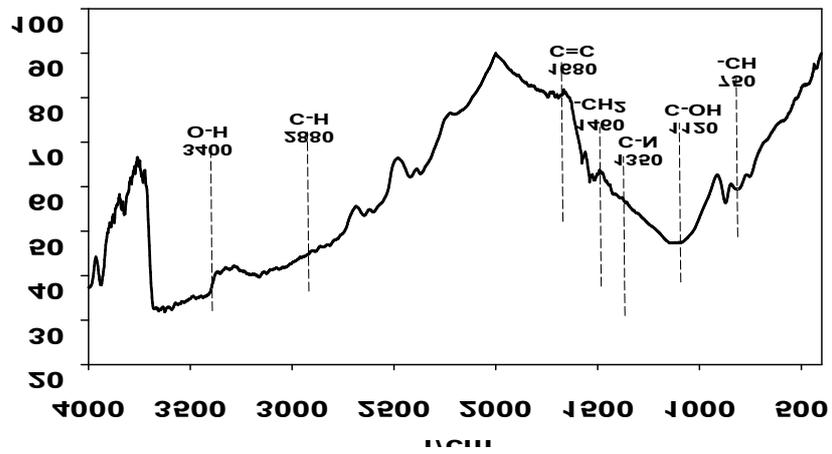
<플라타나스 가지 biochar>



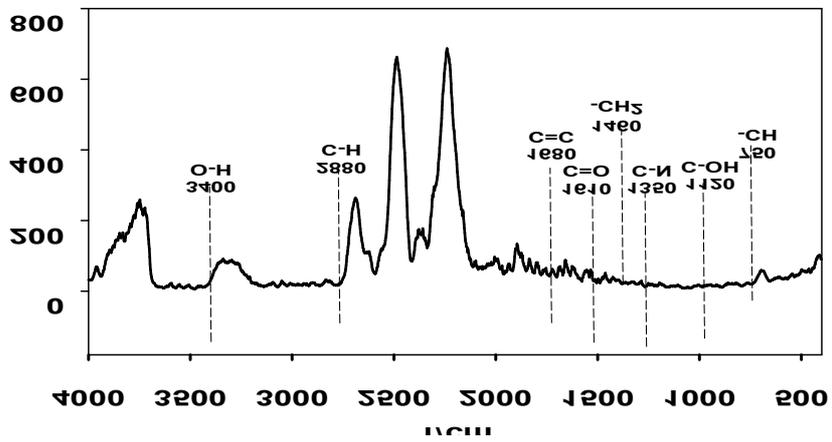
Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	76.19	83.68
O	17.02	14.04
K	5.26	1.78
Ca	1.52	0.50
Totals	100.00	

<감나무 가지 biochar>

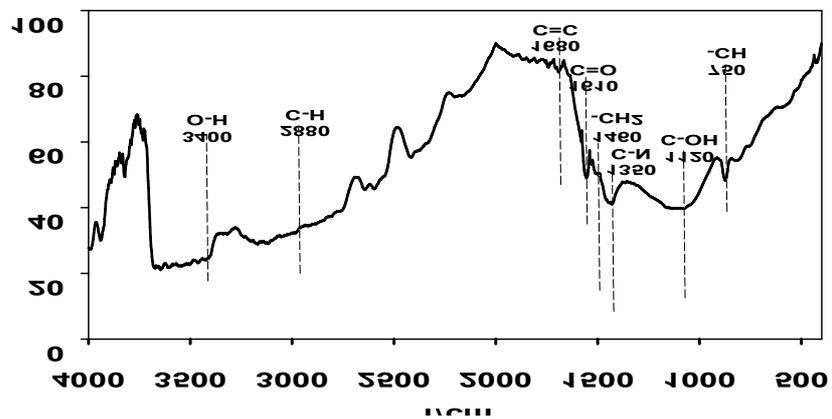
Fig. 3-11. SEM 및 EDS를 이용한 biochar 종류별 표면 관찰 및 원소함량.



<참깨대 biochar>



<플라타나스 가지 biochar>



<감나무 가지 biochar>

Fig. 3-12. FT-IR을 이용한 biochar 종류별 작용기 비교.

Biochar 제조 과정은 환경정화용 biochar 제조 장치에 참깨대를 넣고, biochar 제조이전에 질소가스(10 psi)를 주입하여 산소함량이 0.5%이하로 조절하여 혐기성 상태를 만든 후 600°C에서 4시간 동안 저속 열분해하는 공정으로 마무리하였다. 제조된 biochar의 이화학적 특성은 Table 3-4에서 보는 것과 같다. Biochar의 pH는 9.84로 염기성을 나타냈으며, C, H, N, S 및 O의 함량은 각각 80.2, 1.6, 2.4, 0.3 및 14.2%이었다. 갈대 biochar의 수율은 21.6%이었으며, 표면적은 148.9 m² g⁻¹이었다. 본 실험에 사용된 갈대 biochar의 특성은 옥수수대, 콩대, 폐목재 등의 식물 바이오매스로 제조된 biochar와 큰 차이 없이 유사한 경향이였다(Chen *et al.*,2008; Keiluweit *et al.*, 2010; Uchimiya *et al.*, 2011; Ahmad *et al.*, 2012). 또한 제조된 biochar의 인 흡착능 및 비표면적 증가시켜 수처리효율을 극대화하기 위하여 biochar와 ZnCl₂의 비율을 1:1로 혼합하여 600°C에서 2시간 동안 활성화 과정을 거쳐서 ZnCl₂로 활성화된 biochar를 제조하였다.

Table 3-4. 참깨대 원재료와 biochar 종류별 화학적 특성

Items	Contents	Raw feedstock	Biochar
Chemical property	pH (1:25)	7.32±0.26	9.72±0.78
	C (%)	45.3±2.6	72.6±4.2
	H (%)	8.3±0.9	2.1±0.4
	N (%)	2.5±0.2	2.9±0.2
	S (%)	0.62±0.04	0.42±0.04
	O (%)	42.2±1.5	21.7±1.4
	H/C	2.199±0.125	0.347±0.029
	O/C	0.699±0.058	0.224±0.018
	(O+N)/C	0.746±0.048	0.258±0.026
	(O+N+S)/C	0.747±0.042	0.260±0.044
	K (%)	1.8±0.2	9.2±1.0
	Ca (%)	0.18±0.03	0.52±0.09
	Mg (mg kg ⁻¹)	1,511±162	5,028±425
	Na (mg kg ⁻¹)	54±2	92±11
	Cd (mg kg ⁻¹)	ND	ND
	Cr (mg kg ⁻¹)	ND	ND
	Cu (mg kg ⁻¹)	17.3±1.6	37.5±2.6
Pb (mg kg ⁻¹)	ND	ND	
Zn (mg kg ⁻¹)	20.8±2.3	35.5±3.9	
Physical property	Yield (%)	-	22.9±2.6
	Surface area (m ² g ⁻¹)	-	289.2±35.9
	Total pore volume (cm ³ g ⁻¹)	-	0.0411±0.0046

SEM을 이용하여 열분해 온도별 biochar 표면을 관찰한 결과는 Fig. 3-13과 같이 열분해 온도가 증가할수록 biochar 표면이 매우 거칠어지고 벌집모양의 다공성 구조로 변하는 것을 확인할 수 있었다. Biochar 표면은 열분해 온도가 증가함에 따라 공극 사이즈가 감소하고, 내부 공극이 나타나게 된다. 또한 열분해 동안 유기물 등의 휘발로 인하여 공극률이 증가하게 된다. 그리고 EDS를 이용하여 열분해 온도별 과수전정지 biochar의 무기성분 함량은 Fig. 3에서 보는 것과 같이 열분해 온도가 증가함에 따라 biochar의 표면의 탄소함량은 증가하는 반면 산소의 함량은 감소하였다.

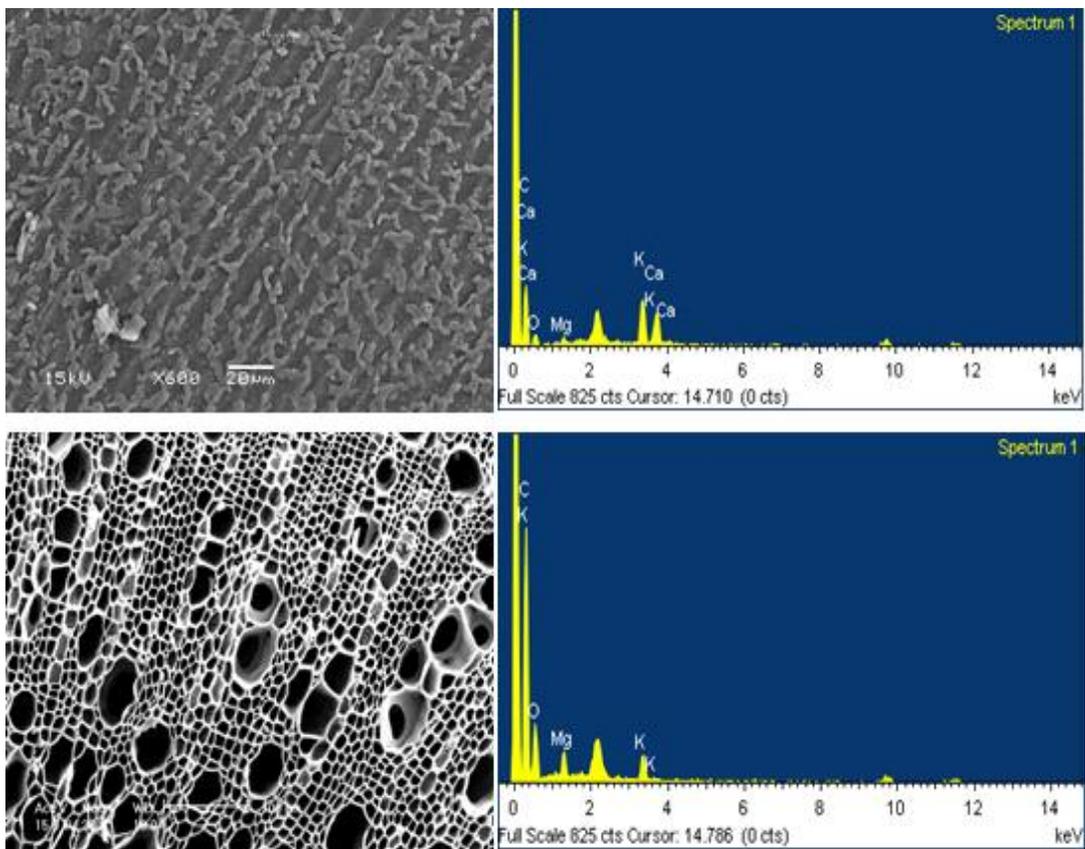
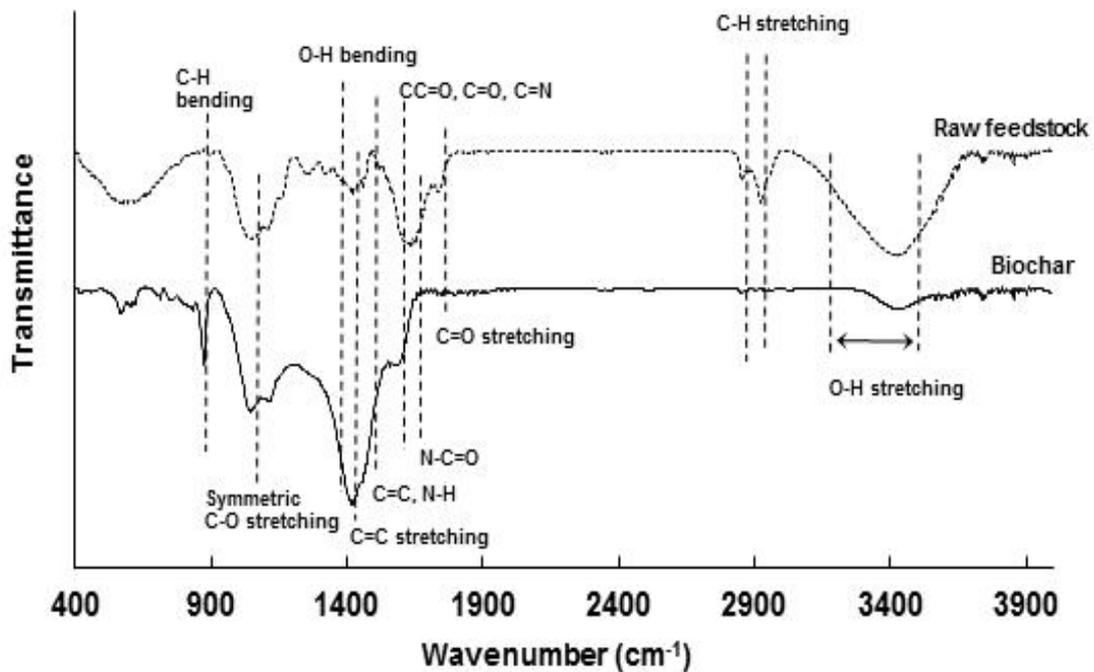


Fig. 3-13. SEM 및 EDS를 이용한 참깨대 원재료와 biochar 표면 관찰 및 원소함량.

열분해 온도에 따른 biochar의 functional group 변화는 Fig. 3-14에서 보는 것과 같다. Biochar는 3300cm^{-1} 부근의 수소결합된 하이드록실기 (Keiluweit et al., 2010)는 열분해 과정을 거치면서 peak이 원재료에 비해 감소하는 경향이였다. Das et al. (2009) 연구결과에서 $1645\text{-}1653\text{ cm}^{-1}$ 는 peak가 아미드와 같은 C=O stretching 구조와 관계되어진다고 보고하였는데, biochar의 경우 열분해 과정을 거치면서 peak가 감소하는 경향이였다. 케톤과 퀴논 (C=C and C=N functional groups)과 결합된 aromatic C=C stretching 및 C=O stretching 은 원재료

및 biochar 모두 1600 - 1595 cm^{-1} 에서 peak가 나타난다고 보고하였는데 (Keiluweit et al., 2010), 본 연구결과에서도 모든 온도에서 peak가 나타나는 것을 확인할 수 있다. 1,514 cm^{-1} 에서의 peak는 피리딘 고리와 같은 C=C stretching의 이차방향족아민과 관계되어진다고 보고하였는데, 본 실험결과 열분해 과정을 거치면서 peak가 나타나는 결과를 보였다. Keiluweit et al. (2010)의 연구결과에서 symmetric C - O stretching와 aromatic C - H groups은 885 cm^{-1} 에서 peak가 나타나며, 온도가 증가함에 따라 더 명확하게 나타난다고 보고하였는데, 본 연구결과와 상반된 결과를 보였다.



<참갯대 biochar>

Fig. 3-14. FT-IR을 이용한 참갯대 원재료와 biochar의 작용기 비교.

나) 공시 오폐수

Lab-scale 및 small-scale 인공습지의 오염물질 정화효율 평가에 사용된 공시폐수는 일반 하수, 폐양액 및 축산폐수를 사용하였으며, 일반 하수의 경우는 진주 경상대학교에서 배출되는 하수를 사용하였고, 폐양액의 경우 진주시 농업기술원 딸기 양액재배시설에서 배출되는 폐양액을 사용하였으며, 축산폐수의 경우는 산청군 축산폐수 공공처리시설에 유입되어 종합협잡물처리, 조정조 및 원심분리를 거쳐 1차 처리된 축산폐수를 공시 원수로 사용하였으며, 각 폐수의 화학적인 특성은 Table 3-5에서 보는 것과 같다.

Table 3-5. 공시 폐수의 화학적 특성

Wastewater	pH	EC	DO	BOD	SS	T-N	T-P
		(dS m ⁻¹)	----- (mg L ⁻¹) -----			-----	
Sewage	7.3	0.49	0.16	122	91.4	45.5	4.2
Hydroponic wastewater	7.0	1.87	6.7	11.7	21.3	122	12.8
Livestock wastewater	6.8	2.50	4.9	2,620	3,420	2,875	136.4

현장 자연정화시스템에 사용된 공시 생활하수는 전남 보성군 북내면에 위치한 하수처리시설로부터 유입배관을 통하여 현장 자연정화시스템에 침전조에 유입되게 하였고, 침전조에서 침전이 된 폐수를 공시 생활하수로 사용하였다. 또한 중금속과 인이 포함된 폐수는 column실험을 하기 위하여 합성폐수를 조제하여 사용하였으며, 소형 인공습지에 사용된 도금폐수는 사천시 사남면에 위치한 비행기 부품 만드는 회사로서 표면처리와 도금처리를 하는 업체에서 배출되는 폐수를 수거하여 사용하였다. 본 실험에 사용된 공시 생활하수 및 도금폐수의 이화학적 특성은 Table 3-6 및 3-7에서 보는 것과 같다.

Table 3-6. 현장 자연정화시스템에 사용된 공시하수의 화학적 특성

pH	EC	BOD	SS	T-N	T-P
	(dS m ⁻¹)	----- (mg L ⁻¹) -----			-----
7.0	1.87	11.7	21.3	122	12.8

Table 3-7. 도금폐수의 이화학적 특성

	pH	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	T-P
----- (mg L ⁻¹) -----							
Type I Synthetic wastewater	5.0±0.3	43.2±4.2	45.6±2.2	44.8±4.6	41.6±2.9	38.9±4.2	35.2±4.3
Type II Plating wastewater	6.2±0.7	3.5±0.4	2.7±0.3	10.6±1.2	1.2±0.1	755.2±33.0	4.9±0.4

다) 공시 여재

Lab-scale 및 small-scale 인공습지에 사용한 여재는 Seo et al. (2005) 및 Park et al. (2011)의 연구결과에서 가장 일반적으로 인공습지에 널리 사용되는 여재인 왕사를 사용하였으며, 왕사의 이화학적 특성은 Table 3-8 및 3-9에서 보는 바와 같다.

Table 3-8. Lab-scale 및 small-scale 인공습지에 사용된 왕사의 물리학적 특성

Porosity	Bulk density	d ₁₀	d ₆₀	Uniformity coefficient
(%)	(g cm ⁻³)	(mm)	(mm)	(d ₆₀ d ₁₀ ⁻¹)
29	1.58	1.2	3.5	2.92

Table 3-9. Lab-scale 및 small-scale 인공습지에 사용된 왕사의 이화학적 특성

pH	EC	O.M	T-N	T-P
(1:5H ₂ O)	(dS m ⁻¹)	(%)	----- (mg kg ⁻¹) -----	
7.9	0.05	0.54	112	51

K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn
----- (mg kg ⁻¹) -----							
1,638	2,212	489	464	2,428	0.2	51.0	15

현장 자연정화시스템에 사용된 공시여재는 Seo et al. (2005) 및 Park et al. (2011)의 연구결과에서 가장 일반적으로 인공습지에 널리 사용되는 여재인 왕사를 사용하였으며, 호기성조에는 원활한 산소공급 및 공극폐쇄 현상을 방지하기 위하여 입경이 2-4 mm 되는 왕사를 사용하였으며, 혐기성조에서 흡착과 여과가 용이한 입경이 1-2 mm 되는 왕사를 사용하였다.

Table 3-10. 현장 자연정화시스템에 사용된 왕사의 이화학적 특성

Bed	pH	EC	O.M	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn
	(1:5H ₂ O)	(dS/m)	(%)	----- (mg/kg) -----									
VF	7.9	0.05	0.79	8.52	2.06	635	790	215	212	765	4.9	22	2.3
HF	6.5	0.03	0.70	18.67	1.66	1,698	13	186	45	1,321	4.6	20	4.1

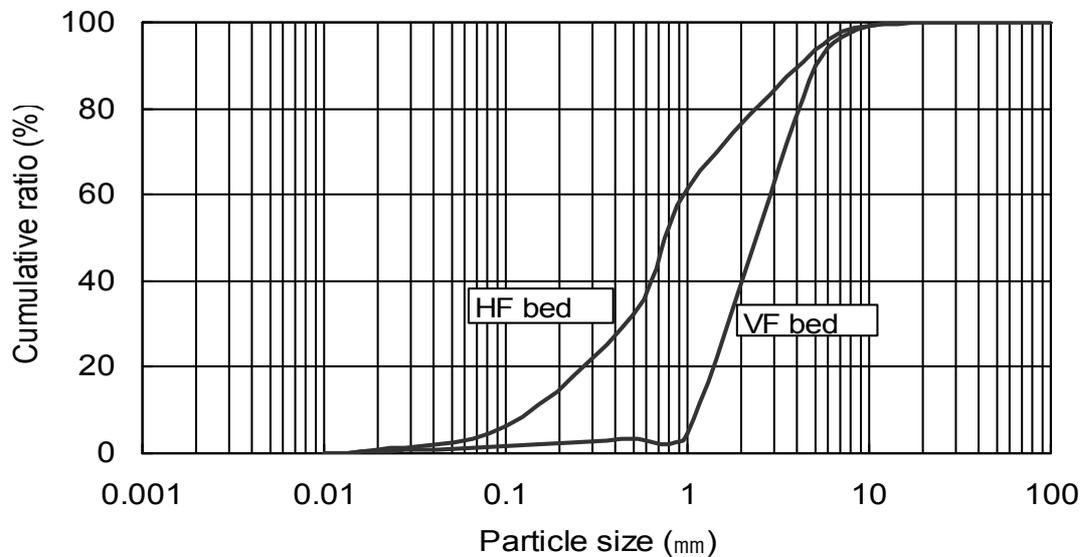


Fig. 3-15. 왕사의 입경분포도.

라) 공시 식물

소형 인공습지 하수처리장치에 이식한 수생식물은 다년생 수생식물인 갈대 및 노랑꽃창포 등 2종이었으며, 모든 수생식물은 야외노지에서 성장한 수초를 분주하여 이식하였다. 공시 수생식물의 일반적인 특성은 Table 3-11 및 Fig. 3-16에서 보는 바와 같다.

Table 3-11. small-scale 인공습지 하수처리장치에 이식된 수생식물의 생육특성

Korean name	Scientific name	Bayer Code	Vegetative characteristics	Source
갈대	<i>Phragmites communis</i> TRIN.	PHRCO	1~3 m height, 1~2 cm diameter, September blooming	Wetland Riverside
노랑꽃창포	<i>Iris pseudoacorus</i> L.	IRIPS	0.5~1 m height, 2~5 cm diameter, May blooming	Wetland Lake



[갈대]



[노랑꽃창포]

Fig. 3-16. 갈대 및 노랑꽃창포 야외노지 생육전경.

일반적인 수생식물의 생육은 가을까지는 왕성한 생육을 보이거나 겨울철이 되면 낮은 기온으로 인하여 습지내에서 고사되어 체내에 축적되어 있는 질소나 인을 배출함으로써 호소나 하천내 2차오염을 유발하게 된다. 현재 이러한 수생식물을 고사되기 이전에 절취하여 습지주변에 방치하거나 소각하고 있는 실정으로 이러한 방법들 또한 대기나 인근수계로 2차오염원이 될 수 있다. 이에 본 연구에서는 고사되기 이전의 수생식물을 절취하여 biochar를 제조하였으며 기본적인 수생식물의 건물중량 및 무기성분 함량은 Table 3-12에서 보는 것과 같다.

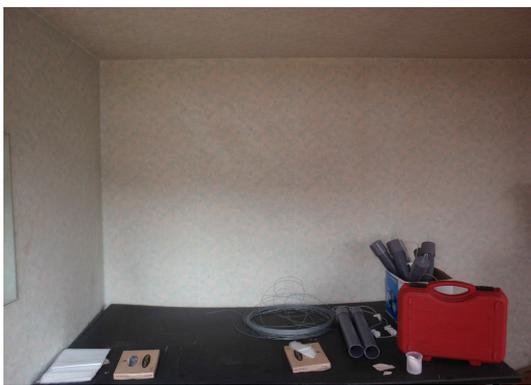
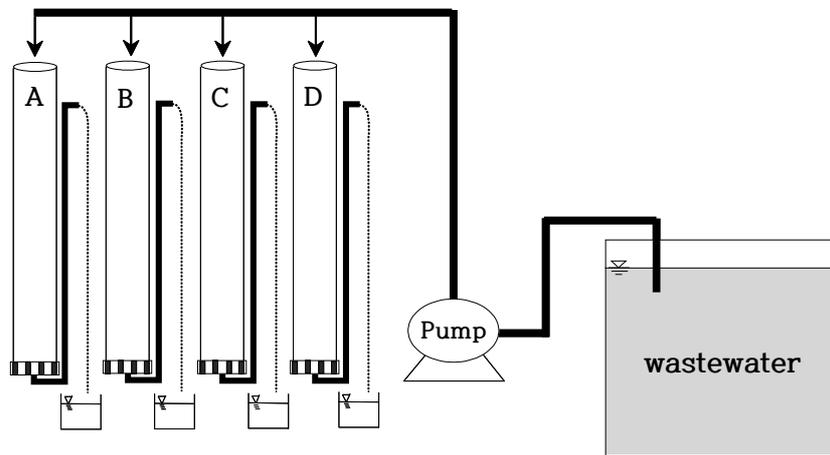
Table 3-12. 자연정화시스템에서 생육된 수생식물의 건물중량 및 무기성분 함량

Bed	Bayer code	Dry weight	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
		(g plant ⁻¹)	---(%)---	-----	----- (mg L ⁻¹)-----							
Aerobic bed	PHRCO	28.4	0.44	0.19	3,852	1,482	1,154	298.5	123.5	47.8	2.32	7.25
Anaerobic bed	IRIPS	186.4	1.38	0.25	52,312	8,375	2,561	346.5	111.5	89.0	3.26	9.12

2) 실험장치

가) Column 실험장치

환경정화용 biochar의 인공습지 여재로서 활용 가능성을 평가하기 위한 column 실험장치는 Fig. 3-17과 같이 직경이 50 mm이고 길이가 365 mm인 column을 사용하였으며, column 내부에 참깨대, 플라타너스 및 감나무 전정지 biochar 및 왕사를 각각 충전하였다. 실험에 사용된 공시하수는 정량펌프를 이용하여 300 mL day^{-1} (HRT 3.52hr)되게 column상부에 연속적으로 30일 동안 주입하였다. Column내부의 용액수위는 column내 여재의 표층까지 항상 유지되도록 하였다.



<Column제작에 사용된 재료>



<Column 전경 및 용액이송튜브 설치>

Fig. 3-17. Column 실험장치 설계도 및 제작과정.

나) Lab-scale 인공습지 시스템

Lab-scale 인공습지는 호기-혐기 조합형으로 구성하였으며, 호기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 호기성조 및 혐기성조의 크기는 가로 0.2 m × 세로 0.2 m x 높이 0.3 m로 아크릴판을 사용하였으며, 총 용량이 0.012 m³되게 제작하였다. Lab-scale 인공습지의 호기성조 및 혐기성조에 각각 왕사와 참깨대 biochar를 각각 75:25 (v/v) 비율로 혼합하여 충전하였으며, 여재층 주입위치는 각 여재를 하부에서 높이 0.29 m까지 충전하였다. 호기성조에는 통기관을 각조의 밑바닥 하부로 부터 0.05 m위치에 각각 설치하여 자연통풍이 되게 하였고, 혐기성조에는 체류시간을 최대화하기 위해 혐기성조를 3등분으로 구획하였다. 호기-혐기 조합형 인공습지에서 각 폐수의 흐름은 호기성조에 폐수를 위로부터 유입시켜 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 폐수는 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다 (Fig. 3-18~3-20).



<Lab-scale 인공습지 제작재료>



<아크릴 제단>



<아크릴 접합>



<내외부 방수>

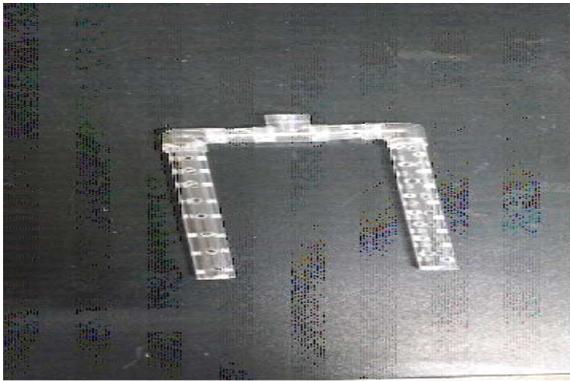
Fig. 3-18. Lab-scale 인공습지 설계 및 제작 전경.



<아크릴 통기관 제작>



<연결 파이프>



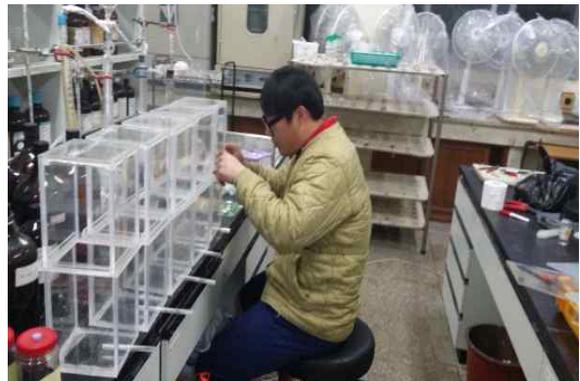
<완성된 연결식 통기관>



<호기성조와 통기관 연결>



<호기성조와 혐기성조 연결>



<상부 가스챔버 결합>

Fig. 3-19. Lab-scale 인공습지 설계 및 제작 전경.



<여재 혼합 전경>



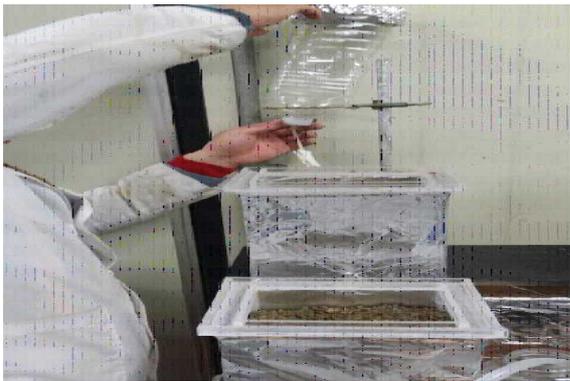
<여재+biochar 혼합전경>



<왕사와 biochar 혼합된 처리조>



<유출관 연결>



<유입관 연결>



<완성된 Lab-scale 인공습지>

Fig. 3-20. Lab-scale 인공습지 설계 및 제작 전경.

다) Small-scale 인공습지 시스템

Small-scale 인공습지 시스템은 3-21~3-22와 같이 호기성조-혐기성조를 한 개조로 연계하여 설계 및 시공하였다.

인공습지에서 각 조의 크기는 침전조의 경우 1 ton 용량의 물탱크를 사용하였으며, 인공습지 호기성조의 경우 세로 0.5 m × 가로 1.2 m × 높이 0.8 m로 용량이 0.48 m³이 되게 제작하였고, 혐기성조의 경우는 세로 0.5 m × 가로 1.2 m × 높이 0.8 m로 용량이 0.48 m³이 되게 제작하였다. 호기성조에는 밑바닥 하부에서부터 0.1 m까지는 통기관 막힘 현상을 방지하기 위하여 자갈을 충전하였으며, 0.1 m부터 0.75 m까지는 2-4 mm인 왕사를 충전하였다. 또한 원활한 산소공급을 위하여 하부 0.1 m에 통기관을 설치하였다. 혐기성조의 경우는 탈질유도를 위한 체류시간을 증가하기 위하여 물흐름막을 0.3 m 간격으로 설치하였으며, 조합형 인공습지에서 하수의 흐름은 경상대학교 교내 하수처리장으로부터 20 L 플라스틱 통을 이용하여 본 처리장의 침전조에 주입하였으며, 이 침전소에서 정량펌프를 이용하여 인공습지의 호기성조로 유입되게 된다. 호기성조에 유입되는 공시하수는 위로부터 유입시켜 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 각 혐기성조에 유입된 축산폐수는 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

습지의 여재층 위에는 수생식물을 이식하였으며, 호기성에는 갈대를, 혐기성조에는 노랑꽃창포를 이식하였다. 각 수생식물은 진주시 진양호 주변의 수경지역에서 생육되는 수생식물을 채취하여 이식하였다.

혼합여재의 왕사 대 biochar의 혼합비율은 3:1으로 하였으며, 주입량과 주입위치 및 주입방법은 왕사 단독처리와 동일하게 수행하였다. biochar는 참깨대, 플라타나스 전정지, 감나무 전정지 등의 바이오매스를 600℃에서 4시간 열분해한 뒤 ZnCl₂를 이용하여 활성화하여 제조한 activated biochar를 사용하였다.



<배관작업>



<호기성조 유출관 작업>



<통기관 연결>



<유출관 작업>



<호기성조 설치>



<호기성조 및 혐기성조 설치>

Fig. 3-21. 소형 인공습지 설계 및 시공.



<여재 체거름>



<여재주입>



<혼합여재 주입>



<수생식물 이식>



<주변정리 및 잔다이식>



<완공된 소형 인공습지>

Fig. 3-22. 소형 인공습지 설계 및 시공.

라) 중금속 및 인 처리를 위한 인공습지

중금속 및 인 처리를 위한 인공습지의 구성은 선행연구결과 상기 라)항의 최적조합방법 결과를 이용하여 혐기성조-혐기성조로 하였다,

인공습지에서 각 조의 크기는 침전조의 경우 기존의 판매되고 있는 1.5 L PVC 통을 사용하였으며, 인공습지 1차 및 2차 혐기성조 모두 세로 0.2 m × 가로 0.2 m × 높이 0.2 m로 용량이 0.008 m³이 되게 제작하였고, 습지내부에는 여재에 오염물질의 흡착과 여과가 잘 이루어질 수 있게 체류시간을 증가시키기 위하여 칸막이를 설치하여 물의 흐름이 지그재그 방식으로 흐를 수 있도록 제작하였다. 습지 안에 사용된 여재는 1차 혐기성조에는 중금속 처리가 용이한 biochar와 왕사를 혼합하여 사용하였고, 2차 혐기성조의 경우는 인의 처리가 용이한 활성화된 biochar를 왕사와 혼합하여 사용하였다. 각 조별 왕사와 biochar의 혼합비율은 3:1로 혼합하여 사용하였다. 조합형 인공습지에서 하수의 흐름은 사천시 사남면에 위치한 도금업체로부터 폐수를 20 L 이용하여 채수하였으며, 정량펌프를 이용하여 습지조 안으로 유입시켰다. 1차 혐기성조로 유입되는 공시 폐수는 위로부터 유입시켜 아래로 수평여과방식으로 처리하여 유출된 1차 혐기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 2차 혐기성조에 유입된 1차 처리수는 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

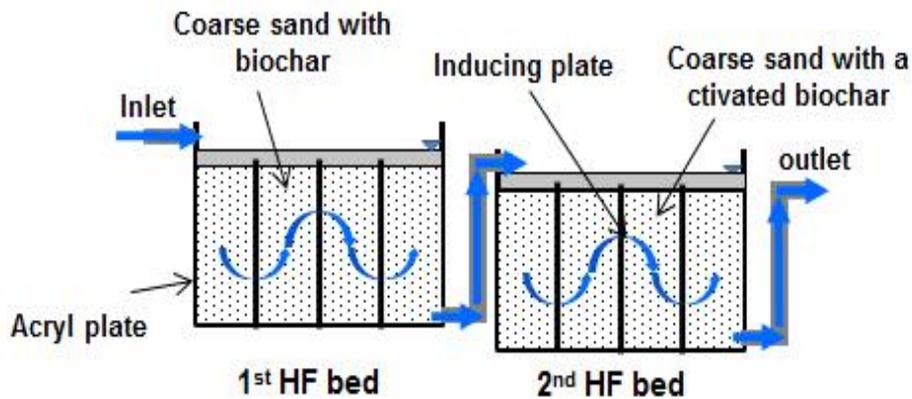


Fig. 3-25. 중금속 및 인 처리를 위한 소형 인공습지 설계도



Fig. 3-26. 중금속 및 인 처리를 위한 소형 인공습지 전경

마) 조합방법별 소형 자연정화시스템 제작

소형 자연정화시스템은 호기성조와 혐기성조를 호기-호기 조합형, 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형 및 혐기-혐기 조합형으로 하여 총 4개의 조합으로 설계 및 시공하였으며, 내부에 충전된 여재는 일반적인 습지여재로 가장 많이 이용되고 있는 왕사와 본 연구에서 개발된 활성화된 biochar를 3:1의 비율로 혼합하여 충전하였다. 실제 시공전경은 Fig. 3-23 및 3-24에서 보는 바와 같다.

(1) 호기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

호기-호기 조합형 장치는 Fig. 3-23 <A>와 같이 호기성조와 호기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 각 호기성조의 크기는 공히 직경 0.60 m × 높이 0.72 m인 플라스틱 원통을 사용하여 용량이 0.20 m³되게 제작하였으며, 각 호기성조에는 통기관을 각조의 밑바닥 하부로 부터 0.35 m위치에 각각 설치하여 자연통풍이 되게 하였다. 호기-호기 조합형 장치의 1차 및 2차 호기성조에는 각각 왕사와 활성화된 biochar를 3:1로 혼합하여 주입하였다. 왕사와 biochar가 혼합된 여재주입 위치는 여재를 하부에서 높이 0.7 m까지 충전하였다. 호기-호기 조합형 자연정화시스템에서 생활하수의 흐름은 1차 호기성조에 생활하수를 위로부터 유입시켜 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 2차 호기성조로 유입되게 하였고, 2차 호기성조에 유입된 생활하수는 다시 수직여과방식으로 흐르게 하였다.

(2) 호기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

호기-혐기 조합형 장치는 Fig. 3-23 와 같이 호기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 호기성조 및 혐기성조의 크기, 여재, 여재주입 위치는 상기 가)항과 동일하게 제작하였다. 혐기성조에는 체류시간을 최대화하기 위해 혐기성조를 3등분으

로 구획하였다. 호기-혐기 조합형 소형 자연정화시스템에서 유입된 생활하수의 흐름은 호기성조에 생활하수를 위로부터 유입시켜 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 생활하수는 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

(3) 혐기-호기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

혐기-호기 조합형 장치는 Fig. 3-23 <C>와 같이 혐기성조와 호기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 혐기-호기 조합형 장치의 혐기성조 및 호기성조에는 각각 왕사를 주입하였다. 혐기성조와 호기성조 각 크기, 여재종류 및 여재주입 위치는 상기 호기-혐기 조합형 장치와 동일하게 하였다. 혐기-호기 조합형 장치에서 축산폐수의 흐름은 혐기성조에 축산폐수를 유입시켜 수평의 지그재그 방향의 수평여과방식으로 처리하여 유출된 혐기성조 처리수는 자연유하식으로 호기성조로 유입되게 하였고, 호기성조에 유입된 축산폐수는 수직여과방식으로 처리하여 유출되게 하였다.

(4) 혐기-혐기 조합형 소형 오염용수처리장치의 설계 및 시공

혐기-혐기 조합형 장치는 Fig. 3-23 <D>와 같이 혐기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 운전이 가능하게 제작하였다. 혐기-혐기 조합형 장치의 1차 및 2차 혐기성조에는 각각 왕사를 주입하였다. 1차 및 2차 혐기성조의 크기 및 여재주입 위치는 상기 호기-혐기 조합형 장치와 동일하게 하였다. 혐기-혐기 조합형 장치에서 축산폐수의 흐름은 1차 혐기성조에 축산폐수를 유입시켜 수평여과방식으로 처리하여 유출된 혐기성조 처리수는 자연유하식으로 2차 혐기성조로 유입되게 하였고, 혐기성조에 유입된 축산폐수는 3등분된 혐기성조에서 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다.

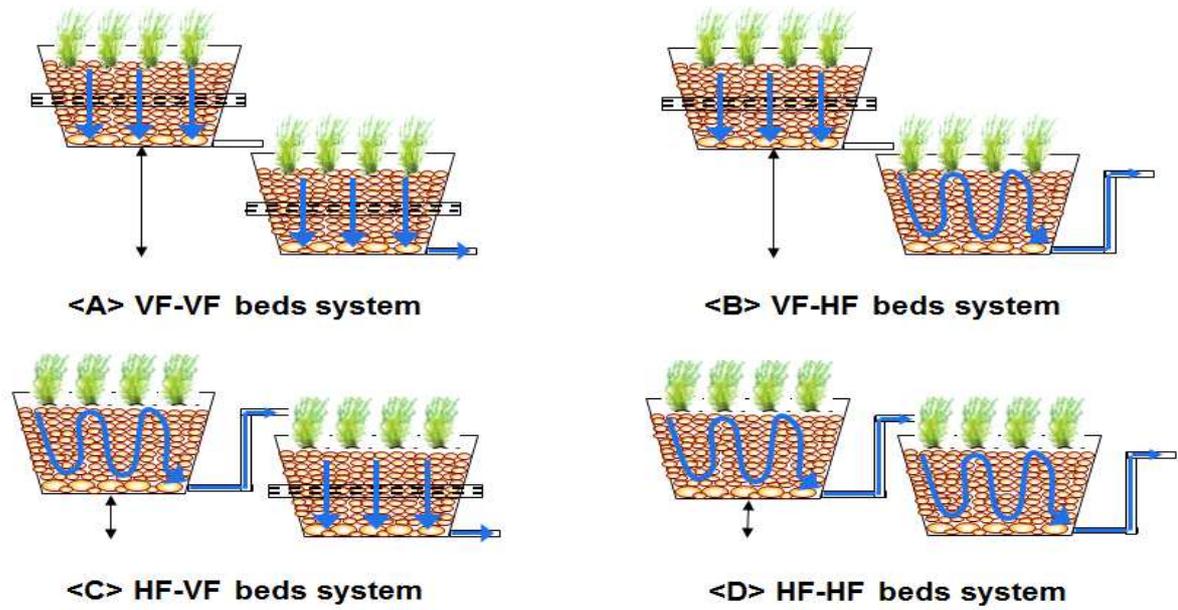


Fig. 3-23. 소형 자연정화시스템의 조합방법에 따른 설계.



(발포관 피팅작업)



(통기관 설치)



(여재주입)



(습지조합방법별 설치전경)

Fig. 3-24. 소형 자연정화시스템 시공전경.

바) 온실가스배출저감 자연정화시스템

현장실험용 인공습지는 선행연구결과 최적조건을 기반으로 하여 Fig. 3-27과 같이 집수조-호기성조-혐기성조로 구성하였다.

각 조의 크기는 침전조의 경우 기존의 판매되고 있는 5 ton PVC 물탱크를 사용하였으며, 인공습지 호기성조의 경우 세로 5 m × 가로 7 m × 높이 1 m로 용량이 35 m³이 되게 제작하였고, 혐기성조의 경우는 세로 5 m × 가로 7 m × 높이 1 m로 용량이 35 m³이 되게 제작하였다. 호기성조에는 밑바닥 하부에서부터 0.2 m까지는 자갈을 충전하였으며, 0.2 m부터 0.95 m까지는 왕사를 충전하였다. 또한 원활한 산소공급을 위하여 하부 0.1 m 및 0.5 m에 조합형 이중 통기관을 설치하였다. 통기관은 Seo 등 (2005)의 연구결과 처리효율이 가장 좋았던 이중 통기관 방식을 선정하였으며, 상부통기관과 하부통기관을 일체형으로 연결하여 조립하였다. 통기관에는 biochar나 왕사와 같은 습지여재들이 들어가지 않도록 철망을 이용하여 통기관을 마감하였다. 혐기성조의 경우는 탈질유도를 위한 체류시간을 증가하기 위하여 물흐름막을 1 m 간격으로 설치하였으며, 밑바닥 하부에서부터 0.2 m까지는 배관폐쇄 현상을 방지하기 위하여 자갈을 충전하였고, 0.2 m부터 0.95 m까지는 왕사를 충전하였다. 조합형 인공습지에서 하수의 흐름은 복내 공공하수처리장으로부터 자연유하식으로 본 처리장의 집수조로 유입되게 되고, 이 집수조에서 일정수위가 되면 인공습지의 호기성조로 유입되게 된다. 호기성조에 유입되는 공시하수는 위로부터 유입시켜 아래로 수직여과방식으로 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였고, 각 혐기성조에 유입된 축산폐수는 수평의 지그재그 방향으로 흐르게 하였다. 또한 혐기성조에는 가뭇기나 집중강우시 습지의 안정성을 위하여 수위조절이 가능하게 배관을 제작하였다.

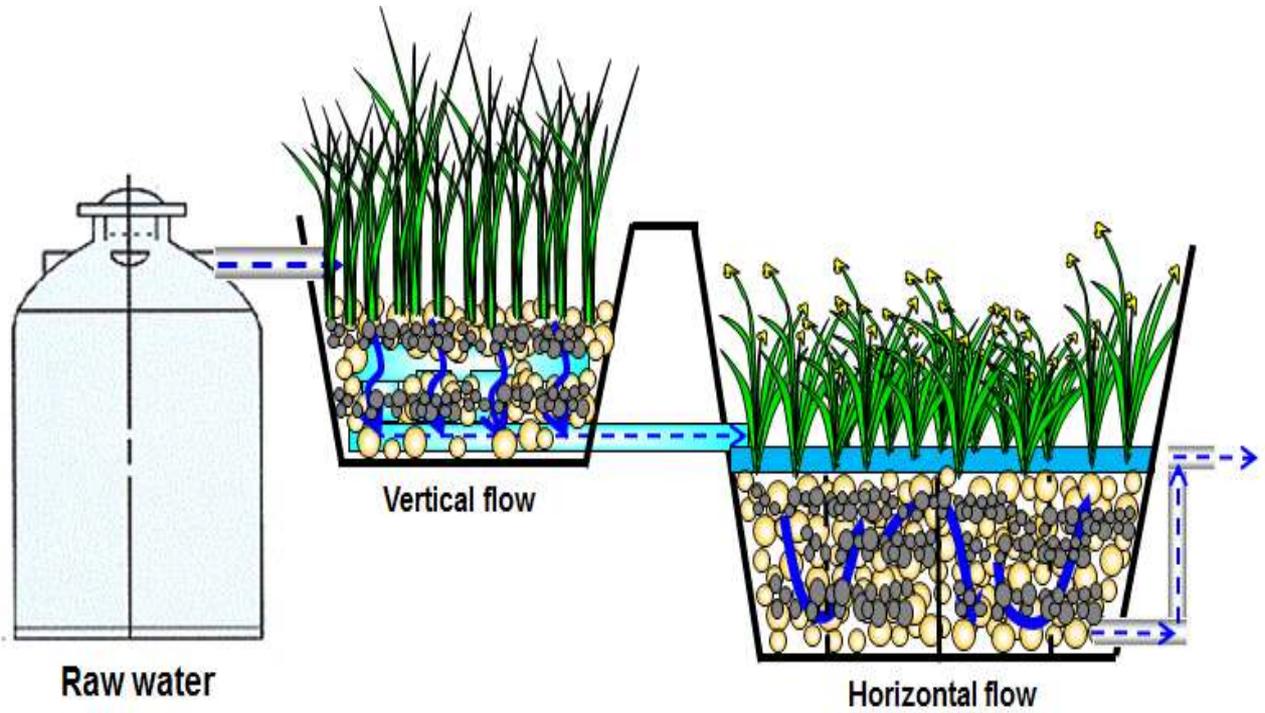


Fig. 3-27. 현장 자연정화시스템의 설계.



(기초터파기)



(호기성조 독 만들기)



(호기성조 평탄화)



(흙기성조 다지기)



(호기성조 차수막 설치)



(호기성조 배관설치)



(통기관 절단)



(통기관)

Fig. 3-28. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(통기관 제작)



(통기관 제작)



(이중통기관 접합)



(이중통기관 완성)



(통기관 보호망 설치)



(통기관 보호망 설치)



(통기관 보호망 설치)



(혐기성조 발포피팅 연결)

Fig. 3-29. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(혐기성조 배관 마감)



(혐기성조 물흐름막 차단)



(혐기성조 물흐름막 접합)



(혐기성조 물흐름막 접합)



(연못조 배관공사)



(연못조 외부 배관마감)



(유입관 매설 터파기)



(유입관 매설 터파기)

Fig. 3-30. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(유입관 매설 터파기)



(유입관 매설 터파기)



(유입관 보온제 작업)



(유입관 매설작업)



(혐기성조 2차 물흐름막 접합)



(혐기성조 2차 물흐름막 접합)



(혐기성조 배관 매설)



(혐기성조 배관 매설)

Fig. 3-31. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(호기성조 자갈 충전)



(혐기성조 자갈 충전)



(집수조 설치)



(집수조 설치)



(호기성조 여재 충전)



(혐기성조 여재 충전)



(인공습지 유입관 기초터파기)



(주변 둑 정리)

Fig. 3-32. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(유입분배관 설치)



(유입분배관 설치)



(유입분배관 설치)



(유입분배관 완성)



(수초 확보)



(수초 확보)



(방류수 배관 조절부 설치)



(방류수 배관 조절부 설치)

Fig. 3-33. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(수초이식)



(수초이식)



(조경석 축조)



(조경석 축조 완료)



(묘목 이식)



(원수 유출관 설치)



(집수조 배관연결)



(유입수 밸브장치 설치)

Fig. 3-34. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공전경.



(혐기성조 수초이식)



(차수막 가림 작업)



(완공된 호기성조)



(완공된 혐기성조)

Fig. 3-35. 온실가스배출 저감 자연정화시스템 시공진경.

왕사로만 주입된 자연정화시스템에서 1년간 오염물질 처리모니터링을 실시한 뒤 biochar적용한 자연정화시스템에서 오염물질 처리효율을 평가하기 위하여 내부에 충전되어 있는 왕사를 일부분 제거하고 호기성조에는 상부통기관 하부통기관 주변에 활성화된 biochar를 충전하였으며, 혐기성조에는 습지의 중간부분에 biochar를 충전하였다. Biochar의 습지 투입비율은 선행연구에서 제시된 왕사와 biochar의 혼합비율을 3:1로 혼합하여 주입하였다. 자연정화시스템의 내부에는 호기성조의 통기관이 매설이 되어 있고, 혐기성조의 경우에는 물 흐름막이 설치되어 있어 굴착기를 이용하여 습지조 내부를 굴착시 파손의 위험이 있다. 이에 본 연구에서는 삽을 이용하여 습지조의 내부를 일부분 제거하고 biochar를 주입하여 다시 상부를 매설하는 작업을 이용하였으며, 이와 같은 작업을 연속적으로 반복하여 습지조 내부에 biochar를 주입하였다. 또한 biochar가 적용된 자연정화시스템에서 온실가스 측정을 위한 가스챔버와 중간부위 하수처리효율을 측정하기 위한 중간수위배출구를 설치하였다.



(습지주변 정리)



(Biochar적용을 위한 굴착)



(환경정화용 biochar 주입)



(Biochar 매설)



(가스챔버 설치)



(가스채취)



(중간부 처리수 채취)



(Biochar 적용 자연정화시스템)

Fig. 3-36. Biochar를 적용한 온실가스배출저 감 자연정화시스템 구축.

사) 온실가스 채취용 챔버

Lab-scale 및 small-scale 인공습지 챔버의 모식도와 설계도는 Fig. 3-37 및 Fig. 3-38에서 보는 바와 같다. 인공습지 챔버의 크기는 가로 150 mm, 세로 150 mm 및 높이 200 mm로 제작하였으며, 챔버가 설치된 상태에서 시료채취가 가능할 수 있게 상하분리형으로 제작하였다. 챔버의 중간 연결부분은 기체의 유입과 유출이 없게 하기 위해서 water seal 형태로 제작하였고, 상부에는 챔버 내부의 기체의 채취가 가능하도록 20 mm의 구멍을 뚫어서 특수 실리콘 재질의 septum을 설치하였다.

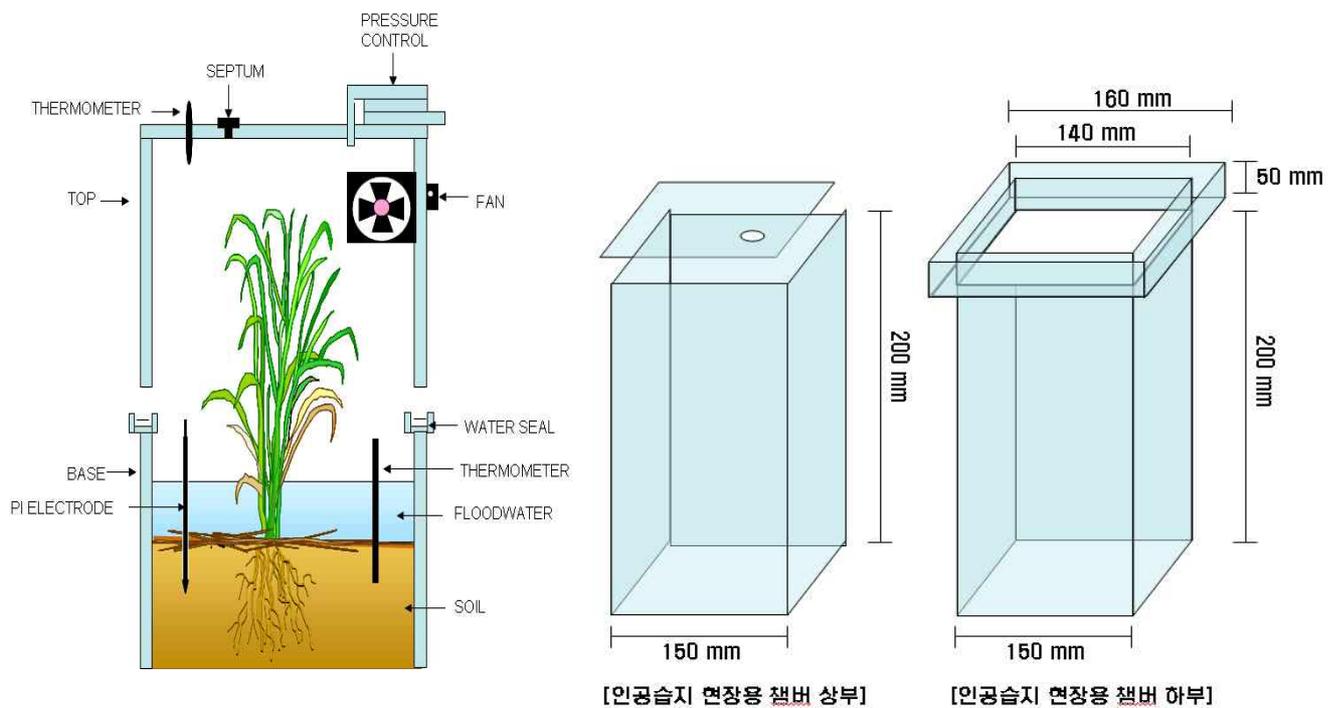


Fig. 3-37. 인공습지 가스챔버 구상 및 설계.



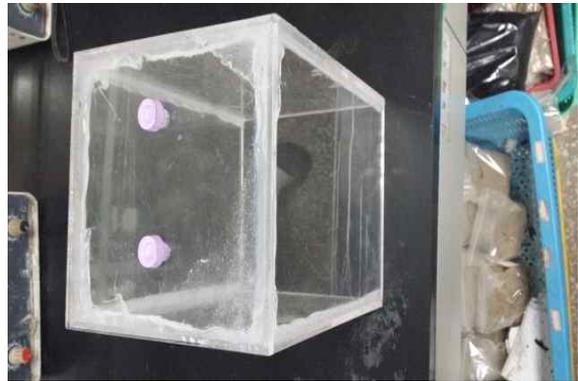
<처리조 제작>



<유출입구 작업>



<연결 배관 작업>



<제작된 챔버>



<처리조별 챔버연결>



<가스채취>

Fig. 3-38. 온실가스 채취용 챔버 제작.

3) 실험방법

가) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발

(1) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 설계, 제작 및 시운전

농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조 장치는 최소조건 및 최적 활성화 방법 등을 모두 고려하여 전기가열형 biochar 제조시스템을 설계 및 구성하였고, 외부에서 투입되는 비용을 절감하기 위하여 온도 및 타이머를 장착한 자동화 시스템을 제작하였다. Biochar의 활성화는 인 흡착을 위한 $ZnCl_2$ 주입 방법과 독립영양탈질을 위한 황주입 방법으로 구분하였다.

(2) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조방법 개발

(가) 환경정화용 biochar 제조조건 구명

환경정화용 biochar 제조조건 구명은 농업 바이오매스 종류별, 투입되는 농림 바이오매스 크기별 및 투입량별로 연소시간에 대한 수율 및 T-C 함량을 측정하였고, 최종적으로 최적 연소 시간에서 최대 biochar의 생산량을 얻기 위하여 투입량에 따른 biochar의 수율을 조사하였다. 농림바이오매스 종류별 연소시간에 대한 biochar의 수율 및 T-C 함량 조사는 농업부산물인 참깨대, 플라타나스 가지 및 감나무 가지를 사용하였고, 투입크기별로는 참깨대를 5, 10, 15 및 20 cm의 크기로 구분하여 조사하였으며, 투입량별로는 내부챔버 부피 (m^3) 당 투입되는 무게를 설정하였으며, 각각 투입되는 무게를 10, 20, 40, 80 및 160 $kg m^{-3}$ 로 구분하여 조사하였다.

(나) 제조된 biochar의 흡착능력 조사

환경정화용 biochar 제조장치에서 제조된 biochar의 흡착능력 조사는 1차년도에 전기가열형 biochar 제조장치와 본 연구에서 개발된 환경정화용 biochar 제조장치에서 제조된 biochar의 인 흡착능을 비교하여 장치의 성능 및 제조된 biochar의 효율성을 비교 분석하였다.

(다) 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화

환경정화용 biochar의 제형화 연구는 biochar 제조장치에서 제조된 biochar를 분말화하고, 구조토, 방해석 및 제올라이트를 분말화하여 일정비율로 혼합한 후 폴리비닐알코올, 규산마그네슘 및 0.1N 황산과 같은 다양한 성형 보조제 등을 이용하여 다양한 입상형 biochar를 제조하였다. Biochar의 규격화 연구는 습지의 형태 및 유입되는 폐수의 특성에 맞는 다양한 크기 및 형태를 고려하여 수행하였다.

나) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가

(1) 환경정화용 biochar의 중금속 흡착 특성 조사

중금속폐수 처리를 위한 biochar의 중금속 흡착특성은 중금속을 단일 용액 및 혼합용액으로 구분하여 시행하였으며, 참깨대 biochar를 0.1 g씩 삼각플라스크에 주입하고, 단일용액의 경우 Cd, Cr, Cu, Pb 및 Zn 표준용액을 사용하여 각각 0, 1, 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320 mg L⁻¹ 농도가 되게 제조하고, 혼합용액은 중금속을 모두 혼합하여 제조하였다. 이들 용액을 참깨 biochar가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator에서 175 rpm으로 24시간 온도 20°C하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 ICP (Inductively Coupled Plasma)를 이용하여 각 중금속 농도를 측정하여 각 biochar (흡착제)의 단위 g당 흡착된 중금속의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 중금속의 농도를 구하여 이를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다.

Freundlich 등온흡착식에 의한 중금속 흡착능 조사는 평형상태에서 용액 중에 남아있는 중금속 농도 (log C)를 X축으로 하고, 여재 (흡착제) 단위 g당 중금속의 흡착량 (log q)을 Y축으로 하여 이들 관계를 $Y=AX+B$ 의 직선회귀식으로 나타내었으며, 이 직선식의 기울기를 이용하여 중금속의 흡착강도(1/n)를 구하고, 절편 (B)을 이용하여 중금속의 흡착능력(K)을 구하였다.

Langmuir 등온흡착식에 의한 중금속의 흡착능 조사는 평형상태에서 용액중에 남아 있는 중금속의 농도 (C)를 X축으로 하고, 평형농도 (C)를 흡착제 단위 g당 중금속의 흡착량 (q)으로 나눈 값 (C/q)을 Y축으로 하여 이들 관계를 $Y=AX\pm B$ 의 직선회귀식으로 나타내었으며, 이 직선식의 기울기를 이용하여 중금속의 최대 흡착능 (a)을 구하였고, 절편 (B)을 이용하여 중금속의 결합세기 (b)를 구하였다.

중금속의 흡착특성 조사는 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식을 적용하였으며, 그 결과를 토대로 biochar의 중금속의 흡착능, 흡착경향 및 결합세기 등을 조사하였다.

biochar의 중금속의 흡착특성 조사를 위한 Freundlich 등온흡착식의 일반식은 1. 가. 3) 마항의 등온흡착식과 동일하게 하였다.

(2) Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사

(가) 환경정화용 biochar 종류별 오염물질 처리효율 조사

환경정화용 biochar 종류별 오염물질 처리효율 조사는 칼럼 내부에 1차년도 결과에서 인 흡착능이 우수했던 ZnCl₂로 활성화된 biochar와 활성화 하지 않은 biochar를 이용하여 오염물질의 처리효율을 조사하였으며, 사용된 biochar는 참깨대, 플라타나스 가지 및 감나무 가지 biochar를 사용하였다. 공시하수의 주입은 정량펌프를 이용하여 300 mL day⁻¹ (HRT 3.52hr)되게 column상부에 연속적으로 30일 동안 주입하였다. Column내부의 용액수위는 용액으로 포화

시키기 위해 column내 여재의 표층까지 항상 유지되도록 하였다.

(나) Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사

Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사는 습지적용을 위한 최적 비율을 결정하기 위해 기존의 인공습지 여재로 가장 활용도가 높은 왕사에 $ZnCl_2$ 로 활성화된 참깨대, 플라타나스 가지 및 감나무 가지 biochar의 비율을 각각 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 및 0:100으로 구분하여 오염물질의 처리효율을 조사하였다.

(다) 인공습지 적용을 위한 환경정화용 biochar의 최적조건 구명

인공습지 적용을 위한 환경정화용 biochar 최적조건 구명은 상기 (가)항의 biochar의 종류별 오염물질 처리효율 조사와 상기 (나)항의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사를 종합적으로 검토하여 환경정화용 biochar를 인공습지에 적용하기 위한 최적조건을 제시하였다.

(3) 환경정화용 biochar의 인공습지 적용가능성 검토

(가) 오폐수 종류별 오염물질 처리효율 조사

오폐수 종류별 오염물질 처리효율 조사는 오폐수의 종류를 하수, 폐양액 및 축산폐수로 구분하여 환경정화용 biochar가 투입된 lab-scale 인공습지에서 조사하였다. Lab-scale 인공습지의 구성은 상기 (나)항에서 처리효율이 높았던 $ZnCl_2$ 로 활성화된 참깨대 biochar를 최적 혼합비율 이었던 25%의 비율로 왕사와 혼합하여 충전하였으며, 하수 및 폐양액 유입량은 $300 L m^{-2} day^{-1}$ 되게 유입하였으며, 축산폐수의 경우는 유기물 함량이 너무 높아 $150 L m^{-2} day^{-1}$ 되게 유입하여 COD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 각각 조사하였다.

(나) 오폐수 부하량별 오염물질 처리효율 조사

환경정화용 biochar가 적용된 Lab-scale 인공습지에서 불규칙한 하수, 폐양액 및 축산폐수의 유입 및 부하량에 대한 대응성을 조사하기 위해 하수, 폐양액 및 축산폐수의 부하량을 150, 300 및 $450 L m^{-2} day^{-1}$ 되게 달리 유입하여 오염물질의 처리효율을 각각 조사하였다.

(4) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지의 수생태학적 효율성 평가

(가) 소형 인공습지의 수처리효율 조사

① 환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사

환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사는 농림부산물인 참깨대, 산림부산물인 플라타나스 가지 및 과수전정지인 감나무 전정지를 사용하였으며, 처리효율 비교를 위하여 습지에 가장 많

이 사용되고 있는 여재인 왕사를 대조구로 하여 조사하였다. 본 조사는 상기 나) 및 다)항의 최적조건 하에서 수행되었고, 100일간 36회 처리수를 채취하였으며, 처리시간 동안 biochar의 사용여부 및 종류에 따른 BOD, SS, T-N 및 T-P의 농도 및 처리효율을 조사하였다.

② 오염물질 거동 평가를 위한 분해속도 조사

소형 인공습지에서 오염물질 거동 평가를 위한 분해속도 조사는 상기 가)-다)항의 연구결과 최적조건을 적용한 small-scale 인공습지에서 오염물질의 처리경향을 파악하고, 이를 토대로 인공습지의 설계 및 시공 시 부지면적 감소와 오염물질의 처리효율 극대화를 위한 기초자료로 활용하기 위해 상기 라), (가)항의 환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사결과를 이용하여 COD, SS, T-N 및 T-P의 분해속도를 각각 조사하였으며, 각 오염물질의 분해속도는 $\ln(C/C_0) = -Kt$ 의 1차 반응속도식을 이용하였다.

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

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

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

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

C_0 : 초기 ($t=0$) 농도,

C : 나중 (t 시간 후) 농도,

K : 반응속도상수 또는 감수속도정수 (time^{-1}),

t : 반응시간 (time).

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

(나) 소형 인공습지에 사용된 biochar와 여재의 이화학적 특성 조사

① 시기별 biochar와 여재의 화학적 특성 조사

소형 인공습지 하수처리장치에 충전된 왕사 및 biochar 화학적 특성조사는 시공직전의 왕사 및 biochar와 2014년 3월 21일 (하수처리 1개월) 및 2014년 5월 21일 (하수처리 3개월)에 왕사 및 biochar를 채취하여 조사하였다. 그리고 각 조의 분석용 여재는 표층 (5 cm)과 심층 (30 cm)으로 구분하여 조사하였다.

② 시기별 biochar와 여재 표면의 전자현미경 관찰 및 EDS 분석

소형 인공습지 하수처리장치에 충전된 왕사 및 biochar 표면의 EDS 분석은 시공직전의 왕사 및 biochar와 2014년 5월 21일 (하수처리 3개월)에 왕사 및 biochar를 채취하여 여재 표면의 무기성분을 SEM 및 EDS로 각각 분석하였다.

(다) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 조사

① 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 조사

소형 인공습지 하수처리장치에 수생식물은 2014년 3월 1일에 이식하였으며, 수직흐름조에는 갈대를 이식하였고, 수평흐름조에는 노랑꽃창포를 각각 이식하였다. 소형 pilot처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황 조사는 2014년 4월 1일 (수생식물 이식 후 1개월 후) 및 2014년 5월 30일 (수생식물 이식 후 3개월 후)에 건물중량 등을 각각 조사하였다.

② 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 무기성분 함량 조사

소형 인공습지 하수처리장치에 이식한 수생식물의 무기성분 함량 조사는 2014년 4월 1일 (수생식물 이식 1개월 후) 및 2014년 5월 30일 (수생식물 이식 3개월 후)에 T-N, T-P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn을 각각 조사하였다. 수생식물의 무기성분 함량은 생육상황 조사시 채취한 것을 전처리하여 측정하였다.

(라) 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사

① 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사

소형 인공습지 하수처리장치에 사용한 왕사 및 biochar의 표면 부착미생물은 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균, 암모니아산화균, 질산환원균, 탈질균 및 아질산산화균 등을 하수 처리시기별로 조사하였다. 소형 인공습지에 사용한 여재 및 biochar의 표면 부착미생물은 2014년 4월 1일 (하수 처리 1개월 후) 및 2014년 5월 28일 (하수 처리 3개월 후)에 본 인공습지 하수처리장치의 여재를 채취하여 조사하였다.

② 소형 인공습지에 사용된 여재 부착미생물 관찰

소형 인공습지 하수처리장치에 충전된 여재 표면의 생물막 부착상태 조사는 소형 인공습지 하수처리장치에서 하수 처리 3개월 후의 여재 및 biochar를 채취하여 전자현미경 (SEM)으로 관찰하였다.

다) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가

(1) 환경정화용 기능성 biochar의 온실가스 발생패턴 구명

(가) 오폐수 종류별 온실가스 발생패턴 변화

오폐수 종류에 따른 온실가스 발생패턴 변화는 참깨대 biochar가 충전된 처리조에 오염원을 하수, 폐양액 및 축산폐수로 구분하여 주입하여 호기성 조건에서 발생하는 CO₂, CH₄ 및 N₂O 함량을 조사하였다.

(나) 환경정화용 biochar 종류별 온실가스 발생패턴 변화

환경정화용 biochar 종류별 온실가스 발생패턴 조사는 참깨대, 플라타나스 및 감나무 가지 biochar를 충전한 처리조에 하수를 주입하여 호기성 조건하에서 발생하는 CO₂, CH₄ 및 N₂O 함량을 조사하였다.

(다) 호기·혐기 조건별 온실가스 발생패턴 변화

호기, 혐기조건에 따른 환경정화용 biochar의 온실가스 발생패턴 조사는 참깨대 biochar를 충전한 처리조에 하수를 주입하여 호기성 및 혐기성 조건하에서 발생하는 CO₂, CH₄ 및 N₂O 함량을 조사하였다.

(2) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지에서 온실가스 발생량 평가

(가) 소형 인공습지에서 온실가스 집중 모니터링

소형에서 인공습지 하수처리장치에서 온실가스 집중 모니터링은 시간당 발생하는 온실가스를 측정하기 위해 온실가스 채취는 오전 6시를 기준 (00:00)으로 하여 오전 4시까지 (22:00) 2시간 간격으로 온실가스를 채취하였으며, 12시간을 기준으로 낮과 밤을 구분하였다.

(나) 소형 인공습지에서 장기간 온실가스 모니터링

소형 인공습지 하수처리장치에서 장기간 온실가스 모니터링은 2014년 2월 21일부터 운전된 인공습지 처리장치에서 15일이 경과한 3월 4일부터 5월 27일까지 총 32회 호기성 및 혐기성에서 발생하는 gas를 채취하였으며, 채취된 가스의 CO₂, CH₄ 및 N₂O 발생량을 측정하였다.

(다) 소형 인공습지에서 환경정화형 biochar의 온실가스 저감효율 평가

소형 인공습지에서 biochar 사용시 온실가스 저감효율 평가는 3월 4일부터 5월 27일까지 총 32회 호기성 및 혐기성에서 발생하는 CO₂, CH₄ 및 N₂O의 배출량을 이용하여 대조구인 왕사처리구와 참깨대, 플라타나스가지, 감나무 가지 biochar처리구를 비교하였으며, 총 발생량을 지구온난화지수로 환산하였다. 지구온난화지수 환산은 메탄의 경우는 23을 곱하고, 아산화질소의 경우에는 296을 곱하여 계상한다. 또한 계상한 값을 이용하여 biochar 사용시 온실가스 저감효율을 평가하였다.

라) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 구축

(1) 겨울철 고사되는 수생식물 활용방법 구명

(가) 수생식물을 이용한 biochar 제조방법 확립

수생식물을 이용한 biochar 제조방법 확립은 인공습지에서 생육된 갈대 및 노랑꽃창포를 절취하여 본 연구에서 개발된 환경정화용 biochar 제조장치 안에 주입하고, 열분해 온도 (300, 400, 500, 600 및 700℃)를 조절하여 4시간 동안 열분해 하였으며, 열분해 온도에 따른 biochar의 수율 및 이화학적 특성을 조사하였다.

(나) 수생식물로 제조된 biochar의 중금속 흡착특성

갈대 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd의 경쟁흡착특성 조사는 갈대 biochar를 0.1 g씩 삼각플라스크에 주입하고 단일 및 이성분 표준용액을 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160 및 320 mg/L되게 제조하여 각각 biochar가 충전된 삼각플라스크에 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator(KASI KSI-200L, Korea)에서 175 rpm으로 24시간 20℃ 조건하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method에 의해 Inductively coupled plasma - optical emission spectroscopy(ICP - OES, Perkin Elmer Optima 4300 DV, USA)를 이용하여 Cu 및 Cd 농도를 측정하여 각 biochar의 단위 g당 흡착된 Cu 및 Cd의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 Cu 및 Cd의 농도를 구하여 이를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하였다. Freundlich 등온흡착식의 일반식을 이용하였다 (Bohn, 1979; Seo *et al.*, 2008).

Column 실험에서 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd 처리경향 조사는 처리시일에 따라 조사하였고, 50 mg L⁻¹되게 제조한 단일 및 이성분 표준용액을 정량펌프를 이용하여 column에 30 mL day⁻¹씩 하향류로 연속적으로 28일 동안 주입하여, 처리 1일부터 28일까지 매일 1회씩 유출수를 채취하여 중금속 함량을 조사하였다. Column 실험에서의 Cu 및 Cd의 총처리량은 처리 28일 동안 유입된 Cu 및 Cd의 총 유입량에서 총 유출량을 제외한 양으로 계산

하였다. Cu 및 Cd의 총 유입량은 유입된 Cu 및 Cd 농도(mg L^{-1})×유입 Cu 및 Cd 용액량(L 28day^{-1})으로 산출하였고, 총 유출량은 유출된 Cu 및 Cd 농도(mg L^{-1})×유출 Cu 및 Cd 용액량 (L 28day^{-1})으로 산출하였다. 각 유출된 용액은 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 ICP-OES(Perkin Elmer Optima 4300 DV, USA)를 이용하여 Cu 및 Cd의 농도를 측정하였다.

처리시기별 측정된 Cu 및 Cd의 농도를 이용하여 단일 및 이성분 용액에 대한 biochar의 파과곡선을 그리고, Yan과 Viraraghanan(2002) 및 Seo 등(2008)의 보고된 논문의 실험방법과 동일한 실험방법으로 각 중금속 용액에 대한 biochar의 파과점과 포화점을 조사하였다. 파과곡선에서 파과점은 유출되는 중금속 농도가 급격히 증가하는 점으로 초기 농도의 5%($C=0.05 C_0$)로 증가되는 지점이며, 포화점은 초기농도의 95%($C=0.95C_0$)가 되는 지점으로 조사하였다.

(다) 수생식물 활용 biochar의 온실가스 저감효율 조사

소형 인공습지에서 biochar 사용시 온실가스 저감효율 평가는 3월 4일부터 5월 27일까지 (총 32회) 호기성 및 혐기성에서 발생하는 CO_2 , CH_4 및 N_2O 의 배출량을 이용하여 대조구인 왕사와 참깨대, 플라타너스 가지, 감나무 가지 biochar를 비교하였으며, 총 발생량을 지구온난화 지수로 환산하였다. 지구온난화지수 환산은 메탄의 경우는 23을 곱하고, 아산화질소의 경우에는 296을 곱하여 계상하였으며, 지구온난화 지수를 이용하여 biochar 사용시 온실가스 저감효율을 평가하였다.

(라) 온실가스 저감을 위한 수생식물을 이용한 자원순환형 자연정화시스템 구축

온실가스 저감을 위한 수생식물 활용 자원순환형 자연정화시스템 구축은 본 연구 결과를 바탕으로 현장에 설계 및 시공이 가능한 자원순환형 모델을 제시하였다.

(2) 농업부산물과 수생식물 혼합 biochar의 활용방법 구명

(가) 농업부산물과 수생식물 혼합비율 구명

농업부산물과 수생식물 혼합비율 구명은 환경정화용 biochar제조장치에서 농업부산물 및 수생식물을 600°C 에서 4시간 동안 열분해 하여 biochar를 제조하였으며, 제조된 농업부산물 biochar와 수생식물 biochar 혼합비율을 1:0, 3:1, 1:1, 1:3 및 0:1로 혼합하여 혼합비율에 따른 카드뮴과 구리의 처리효율을 비교하였다.

마) 인공습지 적용을 위한 biochar활용 중금속 및 인 처리기술 개발

(1) Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성

Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성 조사는 Cd, Cr, Cu, Pb 및 Zn이 모두 혼합

되어 있는 복합용액으로 100 mg L^{-1} 를 제조하였으며, 0.1 g의 biochar와 활성화된 biochar가 충전된 삼각플라스크에 복합중금속 용액을 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator(KASI KSI-200L, Korea)에서 175 rpm으로 24시간 20°C 조건하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method에 의해 Inductively coupled plasma - optical emission spectroscopy(ICP - OES, Perkin Elmer Optima 4300 DV, USA)를 이용하여 각 중금속의 농도를 측정하여 각 biochar의 단위 g당 흡착된 중금속의 양과 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 중금속의 농도를 구하여 흡착능을 구하였다.

(2) Biochar와 활성화된 biochar의 인 흡착특성

Biochar와 활성화된 biochar의 인 흡착특성 조사는 인 표준용액을 농도별로 제조하였으며, 0.1 g의 biochar와 활성화된 biochar가 충전된 삼각플라스크에 농도별로 제조된 인 용액을 각각 50 mL되게 주입하여 밀봉한 후 삼각플라스크를 shaking incubator(KASI KSI-200L, Korea)에서 175 rpm으로 24시간 20°C 조건하에 항온시켜 침전시킨 후 Whatman GF/C filter로서 필터한 후 Standard Method에 의해 몰리브덴산-아스코르빈산 환원법으로 이용하여 인을 측정하여 각 biochar의 단위 g당 흡착된 인의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 인의 농도를 구하여 흡착능을 구하였으며, 이를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능을 조사하였다.

(3) 중금속 및 인 처리를 위한 biochar 최적조합방법

상기 나. 항의 결과를 바탕으로 하여 biochar와 활성화된 biochar를 동시에 적용하여 중금속과 인을 동시에 처리하기 위한 인공습지의 최적조합방법을 구명하는 조사를 실시하였다. 총 3개의 시스템으로 구분하여 A시스템의 경우는 대조구로서 1차조 및 2차조 모두에 왕사를 주입하였고, B시스템의 경우는 1차조에 왕사와 활성화된 biochar를 주입하였고, 2차조에는 왕사와 biochar를 주입하였으며, C시스템의 경우는 1차조에는 왕사와 biochar를 주입하였고, 2차조에는 왕사와 활성화된 biochar를 주입하였다. B 및 C시스템의 왕사와 biochar의 비율은 선행연구 결과 최적비율이었던 3:1을 기준으로 혼합하였다. 주입된 용액은 상기 1) 나)항의 Table 3-12의 합성 폐수를 사용하였으며, 각 시스템에 100 mL day^{-1} 씩 정량펌프를 이용하여 10일간 칼럼에 주입하였다.

(4) 도금폐수 부하량에 따른 중금속 및 인 처리 효율 평가

상기 (3)항의 최적조합방법으로 설계 및 제작된 소형 인공습지에서 실제 중금속과 인을 포함되어 있는 도금폐수를 처리하기 위한 최적 부하량을 결정하기 위하여 도금폐수 부하량을

30, 60 및 90 L m⁻² day⁻¹으로 달리하여 중금속 및 인 처리효율을 조사하였다.

(5) 처리시일에 따른 도금폐수 처리효율 평가

처리시일에 따른 도금폐수의 처리효율은 상기 3)항의 최적조합방법과 상기 4)항의 최적부하량을 적용하여 HF-HF 조합형 소형 인공습지에서 총 90일간 도금폐수 중 중금속과 인의 처리효율을 조사하였다.

바) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발

(1) 조합방법별 수처리효율 조사

조합방법별 수처리 효율 조사는 소형 자연정화시스템의 조합조건을 호기-호기 조합형, 호기-혐기 조합형, 혐기-호기 조합형 및 혐기-혐기 조합형으로 4개의 조합으로 나누어 설계 및 시공하여 오염용수 부하량을 1,000 L m⁻² day⁻¹로 한 조건하에서 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 각각 조사하였다.

(2) 영양염류 부하량에 따른 수처리 효율 조사

온실가스 배출 저감형 자연정화시스템에서 영양염류 부하량에 따른 수처리효율 조사는 상기 가)항의 최적조합이었던 호기-혐기 조합형 자연정화시스템에서 공시하수 부하량에 대한 자연정화시스템의 적응성을 조사하기 위해 공시하수 부하량을 500, 1000 및 1500 L m⁻² day⁻¹로 달리하여 BOD, COD, T-N 및 T-P의 처리효율을 각각 조사하였다.

사) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가

(1) 처리시기별 수처리 효율 조사

온실가스 배출저감형 자연정화시스템에서 처리시기별 수처리효율 조사는 상기 가)항의 최적조건을 이용하여 현장 온실가스배출 저감형 자연정화시스템을 설계 및 시공하였으며, 처리시기별 수처리효율 조사는 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지 조사되었으며, 2013년부터 10월 2일부터 2014년 8월 4일까지는 자연정화시스템 내부 여재가 왕사만 충전되었으며, 2014년 9월 4일부터 2015년 8월 5일까지는 자연정화시스템 내부 여재를 왕사와 활성화된 biochar를 혼합하여 충전하여 총 2년간의 수처리효율을 조사하였으며, 각 1년씩 biochar적용에 따른 수처리효율을 평가하였다. 본 자연정화시스템에서 유입수, 1차 처리인 호기성 처리수, 2차 처리인 혐기성조 처리수인 방류수를 각각 채취하여 BOD, SS, T-N 및 T-P의 함량을 조사하였다.

(2) 계절별 수처리 효율 조사

계절별 수처리 효율 조사는 우리나라 계절별 수처리 효율 특성을 조사하기 위해 자연정화시스템에서 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지의 biochar 유무에 따른 수처리 결과를 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하여 각 계절별로 평균하여 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 조사하였다. 봄은 3, 4 및 5월, 여름은 6, 7 및 8월, 가을은 9, 10 및 11월 및 겨울은 12, 1 및 2월로 각각 구분하였다.

(3) 환경정화용 biochar 유무에 따른 수처리효율 조사

환경정화용 biochar 유무에 따른 수처리효율 조사는 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지 조사된 수처리효율 결과를 바탕으로 2013년부터 10월 2일부터 2014년 8월 4일까지는 자연정화시스템 내부 여재가 왕사만 충전 되었을 때 수처리 결과와 2014년 9월 4일부터 2015년 8월 5일까지는 자연정화시스템 내부 여재를 왕사와 활성화된 biochar를 혼합하여 충전 하였을 때의 결과를 이용하여 biochar 유무에 따른 수처리효율을 조사하였다.

아) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가

(1) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스배출 저감효율 평가

온실가스배출 저감형 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가는 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지 조사되었으며, 2013년부터 10월 2일부터 2014년 8월 4일까지는 자연정화시스템 내부 여재가 왕사만 충전되었으며, 2014년 9월 4일부터 2015년 8월 5일까지는 자연정화시스템 내부 여재를 왕사와 활성화된 biochar를 혼합하여 충전하여 총 2년간의 자연정화시스템에서 발생하는 온실가스를 조사하였으며, 각 1년씩 biochar적용에 따른 온실가스 저감 효율을 평가하였다. 호기성 및 혐기성에서 발생하는 CO₂, CH₄ 및 N₂O의 총 발생량을 지구온난화지수로 환산하였다. 지구온난화지수는 탄소를 1로 보았을 때, 메탄의 경우는 23을 곱하고, 아산화질소의 경우에는 296을 곱하여 계상한다. 또한 계상한 값을 이용하여 biochar 사용시 온실가스 저감효율을 평가하였다.

습지내에서 CO₂, CH₄ 및 N₂O 배출량은 단위시간내 단위면적당 배출하는 CO₂, CH₄ 및 N₂O의 양으로 나타냈다. CO₂, CH₄ 및 N₂O 배출량을 계산하기 위해서는 먼저 시료채취 전후의 가스포집장치내 CO₂, CH₄ 및 N₂O 농도의 변화, 가스 포집장치내 기온의 변화, 시료채취에 소요된 시간, 가스포집 장치의 유효높이 등을 조사하여 CO₂, CH₄ 및 N₂O 배출량 ($F = \text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$)을 계산하였다 (식 ①).

$$F=p \times V / A \times \Delta c / \Delta t \times 273 / T \text{ 또는 } F=p \times h \times \Delta c / \Delta t \times 273 / T \text{ ----- 식 ①}$$

p : CH₄의 밀도를 고려한 변환계수 (mg m⁻³)

A : 가스포집장치의 바닥면적 (m²)

V : 가스포집장치내 공기의 체적 (m³)

h : 가스포집장치내 유효높이 (습지 수면으로 부터의 높이, m)

$\Delta c / \Delta t$: 가스포집장치내 CH₄농도의 평균증가속도 (ppmv hr⁻¹)

T : 가스포집장치내 평균기온 (K), pCH₄ = 0.714 (T=273K)

채취된 가스시료 중 N₂O 및 CO₂ 발생량은 Shimadzu GC-2014 가스크로마토그래피 (GC)를 이용하였으며, 이 GC의 검출기는 N₂O의 경우 전자포획검출기 (ECD)로 검출하였고 CH₄이 경우는 불꽃이온화 검출기 (FID)로 측정하였다. CO₂는 methanizer에서 CO₂로 전환하여 컬럼에서 샘플을 분리한 후 FID로 측정하였다. GC 컬럼은 스테인리스 재질의 Packed column인 haysep Q를 이용하였다. 이 작동 온도 오븐은 50℃이며, ECD의 경우는 150℃, FID의 온도는 310℃로 설정하였다. 가스 샘플을 2.0 mL (ECD) 및 0.5 (FID) mL을 주입하기 위해 총 3 mL정도를 주입하였다.

(2) 자연정화시스템에서 계절별 온실가스배출 저감효율 평가

자연정화시스템에서 계절별 온실가스배출 저감효율 평가는 우리나라 계절별 온실가스 발생 특성을 조사하기 위해 자연정화시스템에서 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지의 biochar 유무에 따른 온실가스 발생량 결과를 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하여 각 계절별로 평균하여 CO₂, CH₄ 및 N₂O의 처리효율을 조사하였다. 봄은 3, 4 및 5월, 여름은 6, 7 및 8월, 가을은 9, 10 및 11월 및 겨울은 12, 1 및 2월로 각각 구분하였다.

자) 온실가스배출 저감형 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침

(1) 자연정화시스템의 설계 규격화

자연정화시스템의 설계규격화는 본 연구를 기반으로 제시하였으며, 일일 유입되는 최대 폐수 용량을 35톤으로 기준으로 설계하였다. 하지만 최대폐수용량은 오염물질의 농도를 고려하지 않은 설계기준으로서 안정적인 처리효율을 위한 최대 폐수용량은 10-20톤 이하일 것으로 판단된다. 지구온난화 대응 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계는 하루에 최대 폐수처리용량을 35톤으로 가정할 때의 습지의 규모는 가로 5 m x 세로 7 m x 높이 1 m 로 총 용량은 35 m³이며 호기성 및 혐기성조 모두 합한 습지의 용량은 70 m³으로 자연정화시스템을 설계 및 규격

화 하였다. 설계 규격화는 습지를 시공함에 있어 작업절차를 총 8단계를 구분하여 시공내용을 설명하고, 작업에 소요되는 재료의 규격이나 수량을 제시하였다.

(2) Biochar 활용 자연정화시스템의 운영관리 매뉴얼 작성

Biochar 활용 자연정화시스템의 관리지침은 2년간의 마을단위 하수처리장에서 배출되는 하수를 처리함으로써 문제점, 시스템 보완 및 개선점 등을 고려하여 일반적인 사항과 처리조별 관리 사항을 구분하여 제시하였다.

4) 분석방법

가) biochar 분석

농립부산물 및 biochar의 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (Kim et al., 1998). pH는 초자전극법 및 EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로 각각 분석하였으며, biochar의 무기성분 분석은 시료를 습식분해액 ($H_2SO_4:HClO_4 = 1:1$)으로 분해시킨 다음 T-N은 Kjeldahl법 및 T-P는 Vanado molybdate법으로 각각 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 적당히 희석하여 ICP로 각각 분석하였다.

Batch 흡착실험에서 중금속의 측정은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다 (APHA, 2005). Inductively coupled plasma (DV4300, Perkinmer)를 이용하여 측정하였다.

나) 수질

수질 분석은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다 (Kim et al, 2001; APHA, 1995). 수질의 pH는 초자전극법, EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany), DO는 윙클러 아지드화나트륨 변법, COD는 산성 $KMnO_4$ 법, SS는 유리섬유여과지법, T-N은 자외선 흡광광도법, NH_4-N 은 인도페놀법, NO_3-N 은 부루신법 및 T-P는 아스코르빈산 환원법으로 각각 분석하였다.

다) 식물체

식물체 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (NIAST, 2000). 식물체의 분석은 시료를 습식분해액 ($H_2SO_4:HClO_4 = 1:1$)으로 분해시킨 다음 T-N은 Kjeldahl법 및 T-P는 Vanado molybdate법으로 각각 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 적당히 희석하여

Inductively coupled plasma (Perkinmer, DV4300)로 각각 분석하였다.

라) 여재

여재 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법(토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다 (NIAST, 2000). pH는 초자전극법 및 EC는 EC meter (Orion, Model 160, Germany)로 각각 분석하였으며, 유기물은 Tyurin법, T-N은 Kjeldahl법 및 T-P는 Vanado molybdate법으로 각각 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 시료를 습식분해액으로 분해시킨 여액을 적당히 희석하여 Inductively coupled plasma (Perkinmer, DV4300)로 각각 분석하였다.

인공습지 및 자연정화시스템 하수처리장치에 사용한 여재의 무기성분 흡착특성은 하수처리 장치 운전 3개월 후의 여재를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전 고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후 고정시켰다. 이때 사용한 모든 시약의 희석은 0.1 M 인산 완충용액 (pH 7.0)으로 하였으며, 동일한 완충용액으로 세척하였다. 시료를 연속적으로 60, 70, 80, 90 및 100%의 ethanol로 탈수하고, hexamethyl disilazane로 임계점으로 건조한 후 gold coating 하여 Scanning Electron Micrograph (SEM; Jeol JSM-6380LV, Japan)으로 관찰 후 Energy Dispersive Spectroscopy (EDS; Jeol JSM-6380LV, Japan)로 분석하였다.

마) 미생물

여재 중 미생물 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법 (토양, 식물체, 토양미생물)에 준하여 다음과 같이 하였다. 소형 인공습지 하수처리장치에 사용한 여재의 생물막 및 미생물상을 조사하기 위해 시료를 멸균한 0.9% NaCl 용액에 적당하게 희석한 후 각각의 선택배지를 사용하여 다음과 같이 계수하였다. 총세균은 PCA배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간, 사상균은 Rose-bengal agar배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 5일간, 박테리아는 NA배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간동안 각각 배양하여 형성된 콜로니를 희석평판법으로 측정하였다. 암모니아산화균은 시험관에 배지를 분주하여 희석액을 접종하였고, 이때 2~3개의 무접종 시험관과 함께 29℃에서 4일간 배양 후 Griess liosvay 시약으로 발색시켜 (적색 또는 갈색) 발색유무에 따라 희석정도법으로 계수하였다. 2~3분 후 미발색 시험관에 소량의 아연분말을 가해서 적색으로 발색되는 것은 일차 생성된 NO_2^- 가 공존하는 아질산산화세균에 의해서 NO_3^- 까지 산화된 것으로 판정하고 같이 계수하였다. 아질산산화균 (nitrite oxidizing bacteria)은 암모니아산화균 계수방법에 준하여 Griess liosvay 시약을 떨어뜨려 무발색되는 것을 계수하였다. 셀룰로오스분해균은 TY-CMC배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간 배양하여 0.2% congo

red 용액으로 환모양의 균수를 측정하였다. 탈질균은 도립관을 넣은 GILTAY배지 시험관에 희석액을 접종한 후 29℃에서 3일간 배양한 후 도립관에 생성된 gas 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다. 질산환원균은 탈질균과 동일한 방법으로 배양하여 BTB (Bromothymolblue)의 녹색에서 청색으로 변색되는 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다.

소형인공습지 하수처리장치에 사용한 여재 및 식물체의 생물막 부착상태는 소형 인공습지 하수처리장치 운전 6개월 후의 여재 및 식물체 뿌리를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전 고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후 고정 시켰다. 이때 사용한 모든 시약의 희석은 0.1M 인산 완충용액 (pH 7.0)으로 하였으며, 동일한 완충용액으로 세척하였다. 시료를 연속적으로 60, 70, 80, 90 및 100%의 ethanol로 탈수하고, hexamethyl disilazane로 임계점 건조한 후 gold coating 하여 Scanning Electron Micrograph (SEM; Jeol JSM-6380LV, Japan)으로 관찰하였다.

Table 3-13. 미생물 분석을 위한 배지 조성

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

3. 연구내용 및 연구결과

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반구축

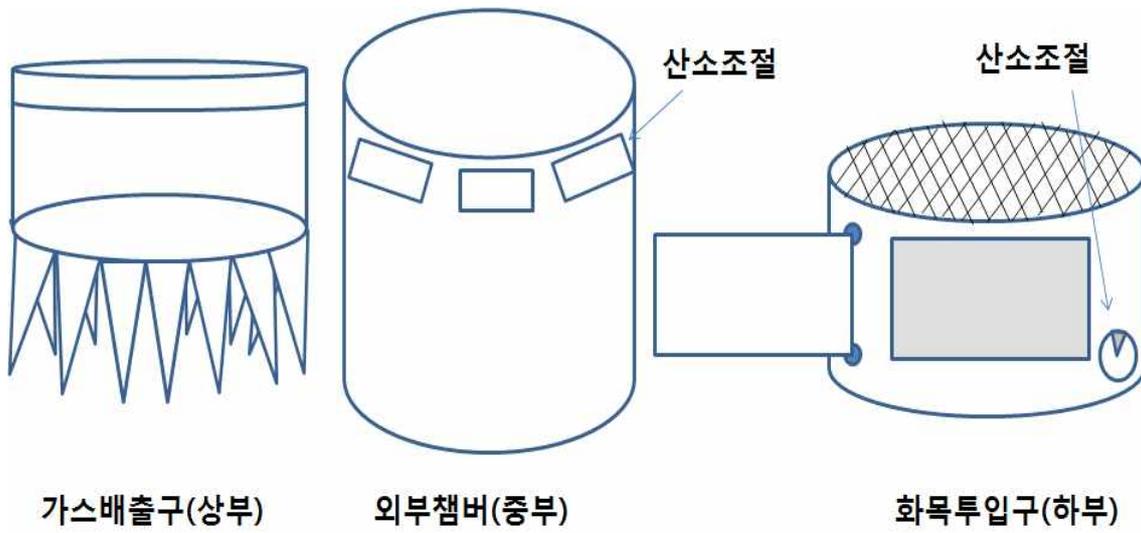
1) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

가) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 제작

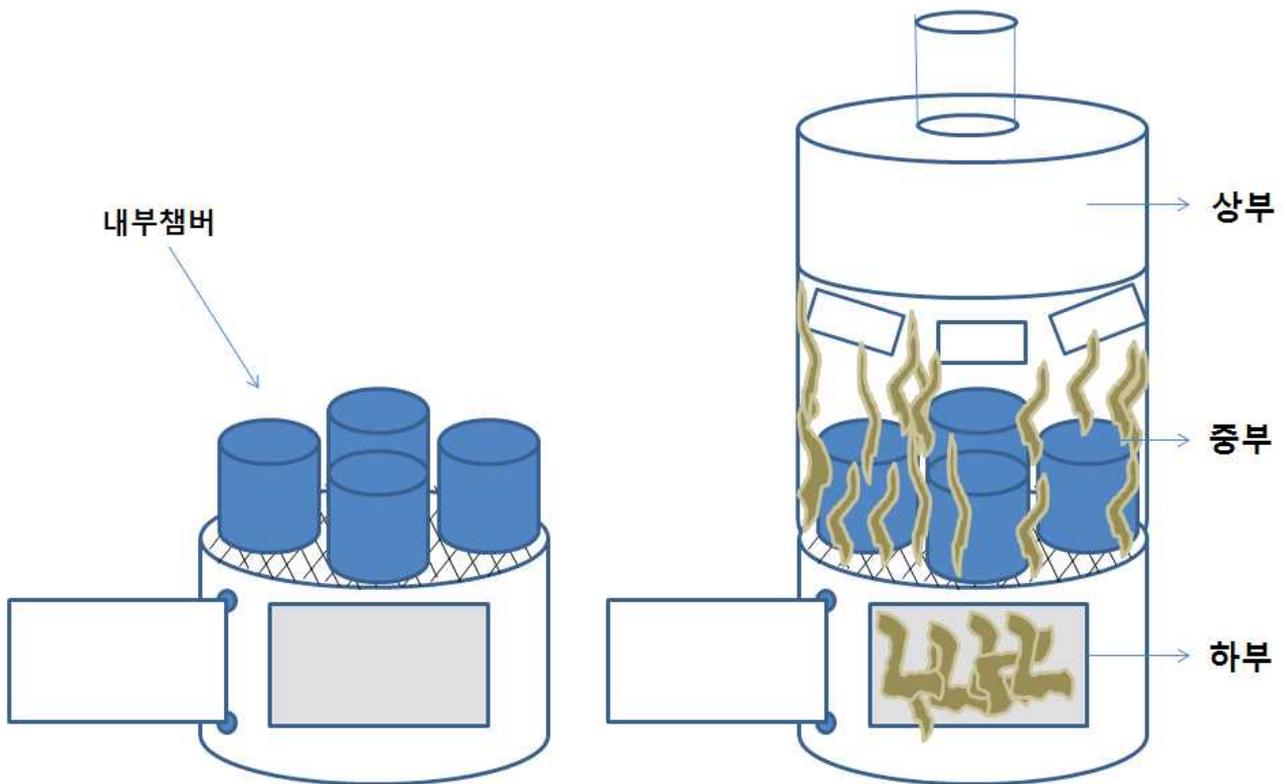
(1) 드럼형 biochar 제조장치

농림부산물을 활용한 환경정화용 biochar 생산을 위한 드럼형 biochar 제조 장치의 설계도면 및 제작과정은 Fig. 3-39 및 3-40에서 보는 바와 같다. 드럼형 biochar 제조장치의 크기는 직경이 55 cm, 높이가 85 cm되게 제작하였으며, biochar 제조용량은 10 L되게 제작하였다. 또한 드럼형 biochar 장치는 하부, 중부 및 상부로 구분하여 제작하였으며, 하부는 챔버아래에 열을 공급하기 위한 장치로서 화목투입구와 산소의 공급을 원활하게 하기 위한 송풍구로 구성되어 있다.

드럼형 biochar 제조장치의 중부는 내부챔버와 외부챔버로 구성되며, 외부챔버는 biochar 제조시 내부챔버의 측면과 상부에서 열 공급을 위해 화목이 투입되는 부분이며, 내부챔버는 실제 biochar가 제조되는 장치로 혐기성 조건을 만들 수 있게 산소 유입을 차단할 수 있는 특수 장치가 포함되게 제작되었으며, 내부챔버의 크기는 직경이 16.5 cm, 높이 20.5 cm로 총 용량이 0.004 m³되게 스테인레스 원통으로 제작하였으며, 8개의 챔버가 외부챔버내에 들어갈 수 있게 제작하였다. 드럼형 biochar 제조장치의 상부는 중부의 외부챔버에 산소를 공급하기 위한 공기 주입구와 biochar 제조시 발생하는 가스를 배출할 수 있는 배기구가 구성되었다.



[드럼형 biochar 제조 장치의 구성]



[드럼형 biochar 제조장치의 열분해과정]

Fig. 3-39. 드럼형 biochar 제조장치의 구성 및 설계도면.



[상부 주입구]



[상부 연결부]



[상부, 중부 연결]



[드럼형 biochar 제조장치 배치]



[장치 시험가동]



[드럼형 biochar 제조장치 시운전]



[열분해 전 재료]



[열분해 후 재료]

Fig. 3-40. 드럼형 biochar 제조장치의 제작과정.

(2) 전기가열형 biochar 제조장치

전기가열형 biochar 장치의 내부용량은 가로 x 세로 x 높이가 각각 0.3 m x 0.3 m x 0.3 m 로 총 용량은 0.027 m³이 되게 제작하였다. 또한 열선 보호 및 온도의 안정화를 위하여 내화벽돌이 사방으로 둘러싸여져 있으며, 고속열분해와 저속열분해 할 수 있는 프로그램이 내장되어져 있다. 내부 챔버로는 원통의 스테인레스 챔버를 사용하였으며, 사용목적에 따라 다양한 크기의 내부 챔버를 구성하였으며, 각 챔버는 산소유입과 내부압력을 견디기 위해 잠금장치를 장착하였다. 전기가열형 biochar 제조장치의 구성과 챔버의 구성 및 시운전 사진은 Fig. 3-41 및 3-42에서 보는 것과 같다.

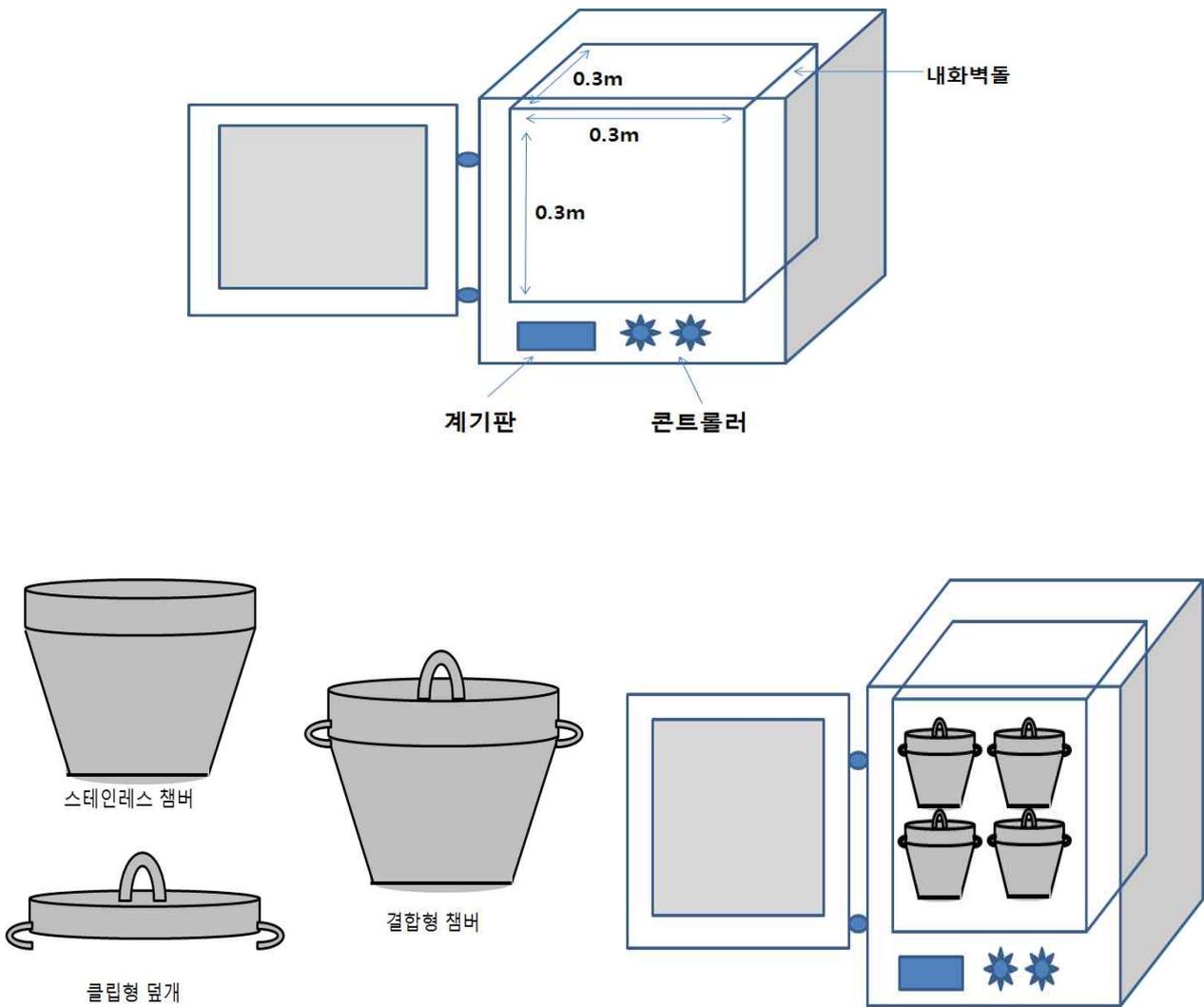


Fig. 3-41. 전기가열형 biochar 제조장치의 구성 및 설계도면.



Fig. 3-42. 전기가열형 biochar 제조장치의 시운전.

나) 가열방식별 시스템 효율성 검토

(1) 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치의 내부온도 변화

드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치의 내부온도 변화는 Fig. 3-43에서 보는 것과 같다. 드럼형 biochar 제조장치의 초기 내부온도는 안정적으로 승온하여 800-900℃까지 꾸준히 증가하였으며, 화목 연료가 소진된 이후부터는 시간이 경과함에 따라 온도가 점점 감소하였다. 전기가열형 biochar 제조장치의 내부온도는 안정적으로 승온되었으며, 500℃의 설정온도에 도달한 뒤에는 계속적으로 일정온도가 콘트롤러에 의해 유지되었다. 드럼형 biochar 제조장치는 쉽고 편리하게 biochar를 대량으로 생산할 수 있다는 장점이 있으나, 가열에 사용되는 목재의 형태 및 성상 등에 따라 발열과 온도유지 범위가 다르며, 외부환경의 영향을 많이 받는다는 단점이 있다. 환경정화용 최적 biochar 제조시스템 구축은 경제성이 있는 소규모 드럼형 biochar 시스템과 산업용 대규모 전가형 biochar 시스템으로 구분하여 개발되어야 할 것이다.

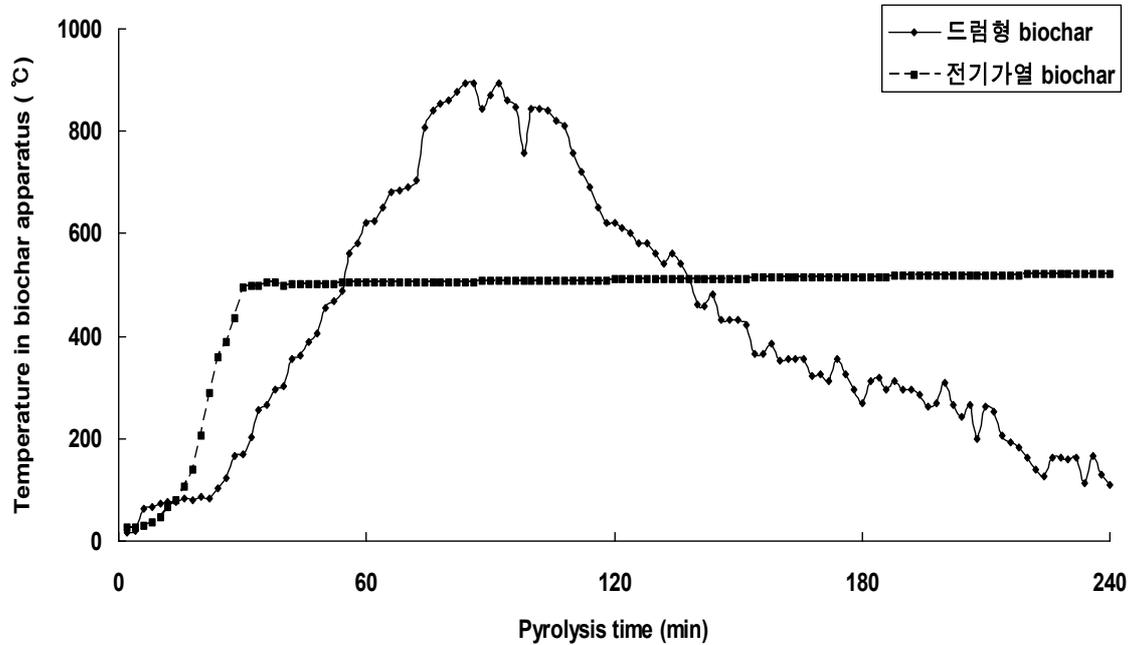


Fig. 3-43. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치의 내부챔버의 온도변화.

(2) 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 수율 및 T-C 함량

드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 수율 및 T-C의 함량은 Fig. 3-44에서 보는 것과 같다. Biochar의 생산수율은 전기가열형 biochar 제조장치가 드럼형 biochar 제조장치에 비해 낮았다. 드럼형 biochar 장치의 경우 목재의 산화로 발생하는 열이 균일하게 유지되지 않아 원료의 열분해가 완전하게 일어나지 못한 것으로 사료된다. 생산된 biochar의 T-C 함량은 전반적으로 전기가열형 biochar 제조장치가 드럼형 biochar 제조장치에 비해 높은 경향이였다.

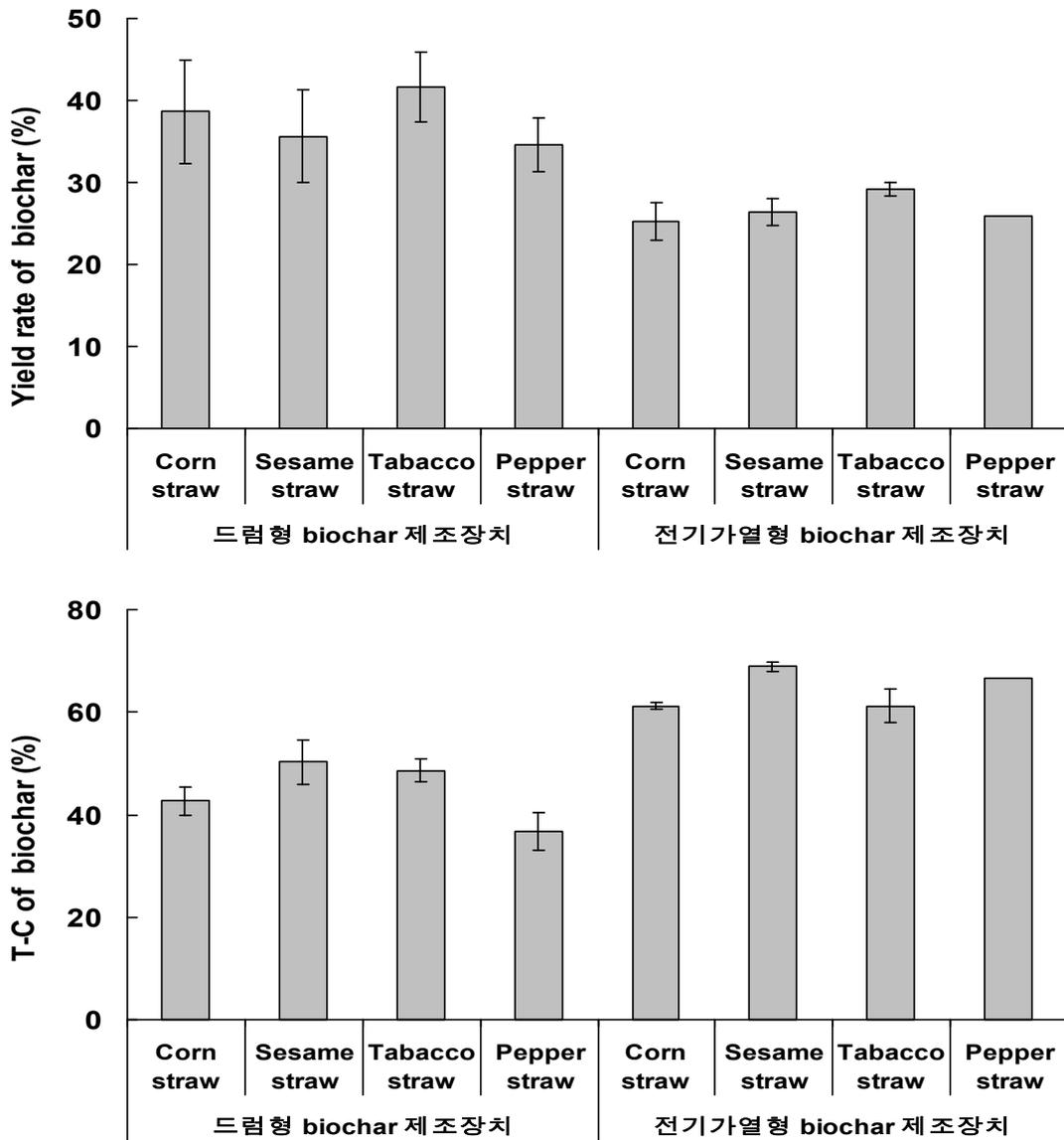


Fig. 3-44. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치로부터 생산된 biochar의 수율 및 T-C함량.

(3) 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 물리화학적 특성

(가) 화학적 특성

드럼형 및 전기가열형 biochar장치에서 생산된 biochar의 화학적 특성은 Table 3-14에서 보는 것과 같다. Biochar의 T-N, T-P, K, Ca, Mg함량은 원시료에 비해 증가하는 경향이었으나, 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 biochar 증가폭이 컸다. 이상의 결과를 미루어볼 때, 효과적인 환경정화용 biochar를 생산하기 위해서는 농림부산물의 성장 및 열분해 온도, 시간 및 제조시스템이 종합적으로 고려되어야 할 것으로 사료된다.

Table. 3-14. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 화학적 특성

Apparatus	Agricultural waste	pH	EC	T-N	T-P	K	Ca	Mg
		(1:25)	(dS m ⁻¹)	----- (%) -----			-----	-----
Raw material	Corn straw	8.83	6.13	1.40	0.45	1.78	0.18	0.28
	Sesame straw	7.45	3.25	0.43	0.54	2.40	0.21	0.16
	Tabacco straw	7.54	3.62	0.40	0.44	1.63	0.52	0.09
	Pepper straw	6.46	6.45	0.25	0.42	0.43	0.04	0.27
Drum biochar apparatus	Corn straw	9.06	12.68	1.79	0.65	5.62	0.20	0.50
	Sesame straw	8.69	4.62	0.56	0.72	4.21	0.42	0.22
	Tabacco straw	9.21	9.26	0.61	0.49	3.69	0.68	0.26
	Pepper straw	8.61	22.65	0.28	0.43	1.22	0.26	0.61
Electronic biochar apparatus	Corn straw	9.87	18.65	3.62	1.21	9.25	0.51	0.73
	Sesame straw	10.51	7.67	1.10	1.27	5.14	0.67	0.65
	Tabacco straw	10.95	24.35	0.65	0.45	7.78	1.45	0.33
	Pepper straw	10.54	84.51	0.42	0.54	2.14	1.02	0.64

(나) 물리적 특성

드럼형 및 전기가열식 biochar 제조장치에서 제조된 biochar의 물리학 특성은 Fig. 3-45~54에서 보는 것과 같다. 드럼형 및 전기가열형 시스템에서 제조된 biochar의 외형은 원시료에 비해 검게 변해져 있었고, 표면이 매우 거칠어지고, 일부의 표면은 갈라진 상태였다. 드럼형 biochar장치에서는 열전달이 제대로 이루어지지 않아 탄화되지 못한 시료들이 관찰되었다. 2가지 방식 모두 biochar 생산은 가능하나, 안정적인 biochar 생산을 위해서는 전기가열 방식이 효과적일 것으로 사료된다.

열분해 전 원시료

드럼형 biochar 제조장치
에서 제조된 biochar

전기가열형 biochar 제조
장치에서 제조된 biochar



Fig. 3-45. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조한 농업부산물 biochar와 특성.

드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar를 전자현미경 (SEM)으로 관찰한 결과 두가지 방식 모두에서 시료의 표면은 다공성인 구조였으며, 원시료의 식물체가 가지고 있는 구조가 일부 변형되고 손상되긴 했으나, 유기물이 제거된 나머지 부분들은 그대로 형태로 유지하고 있는 것을 관찰할 수가 있었다.

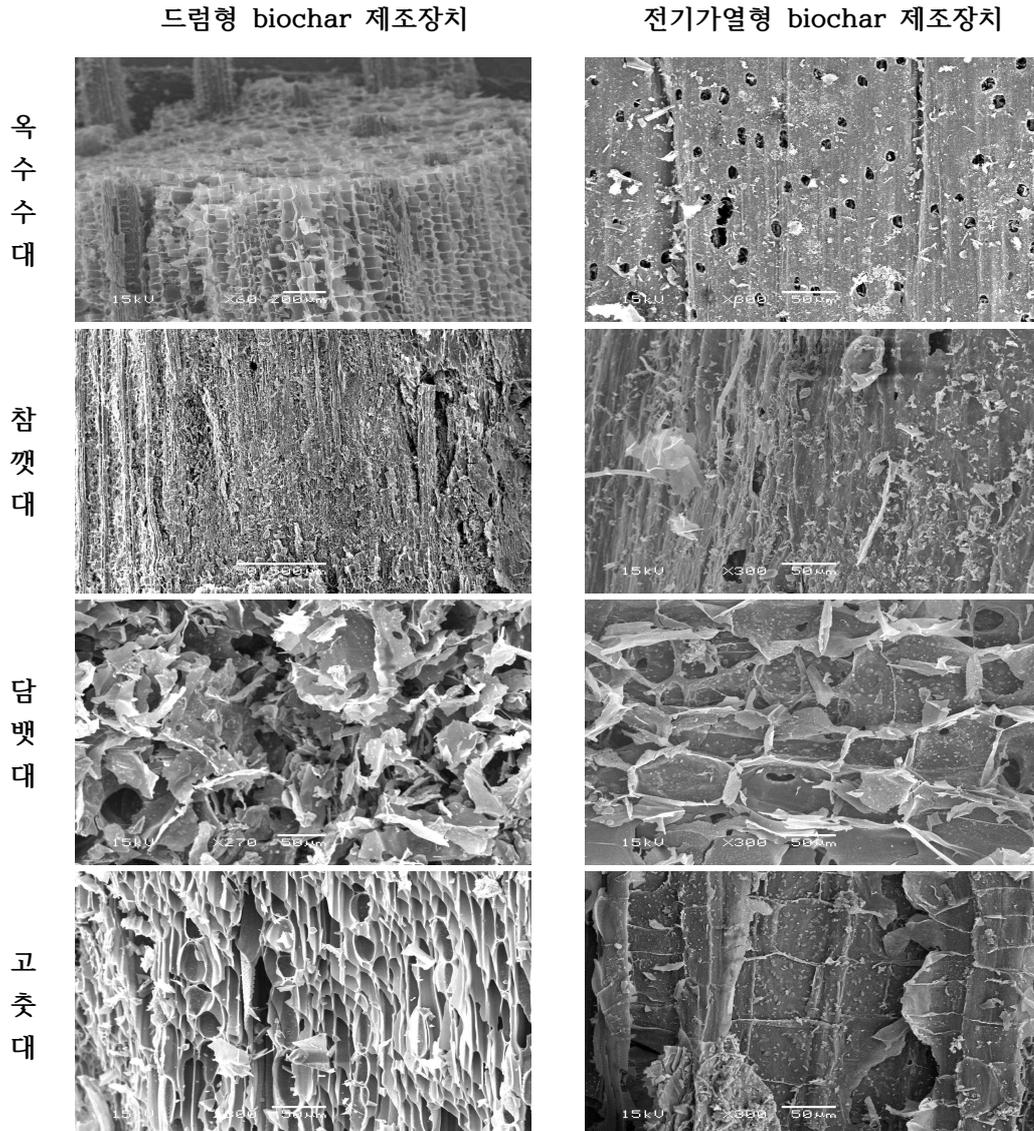


Fig. 3-46. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 SEM 사진.

드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 biochar의 EDS에 따른 시료표면의 무기 성분은 가열방식에 따라 별다른 차이 없이 비슷한 경향이었으며, 시료표면의 가장 많은 성분은 탄소였으며, 농업부산물 종류에 따라 약간씩 성분 차이는 존재하였다.

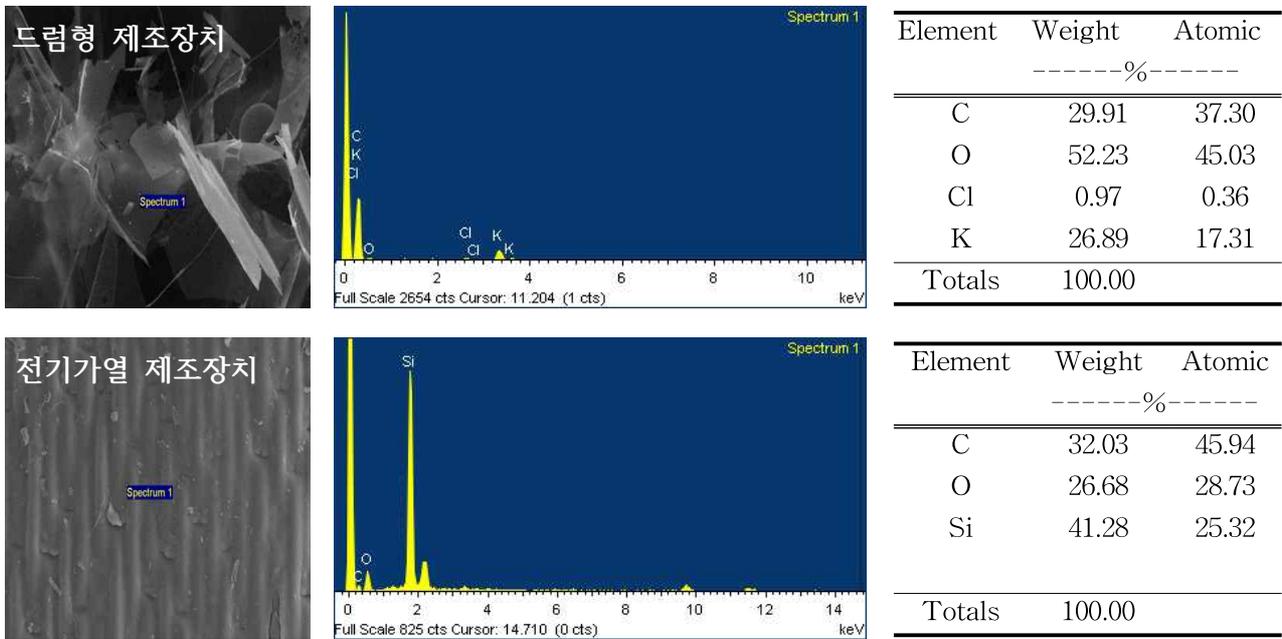


Fig. 3-47. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 옥수수대 biochar의 표면 무기성분 함량.

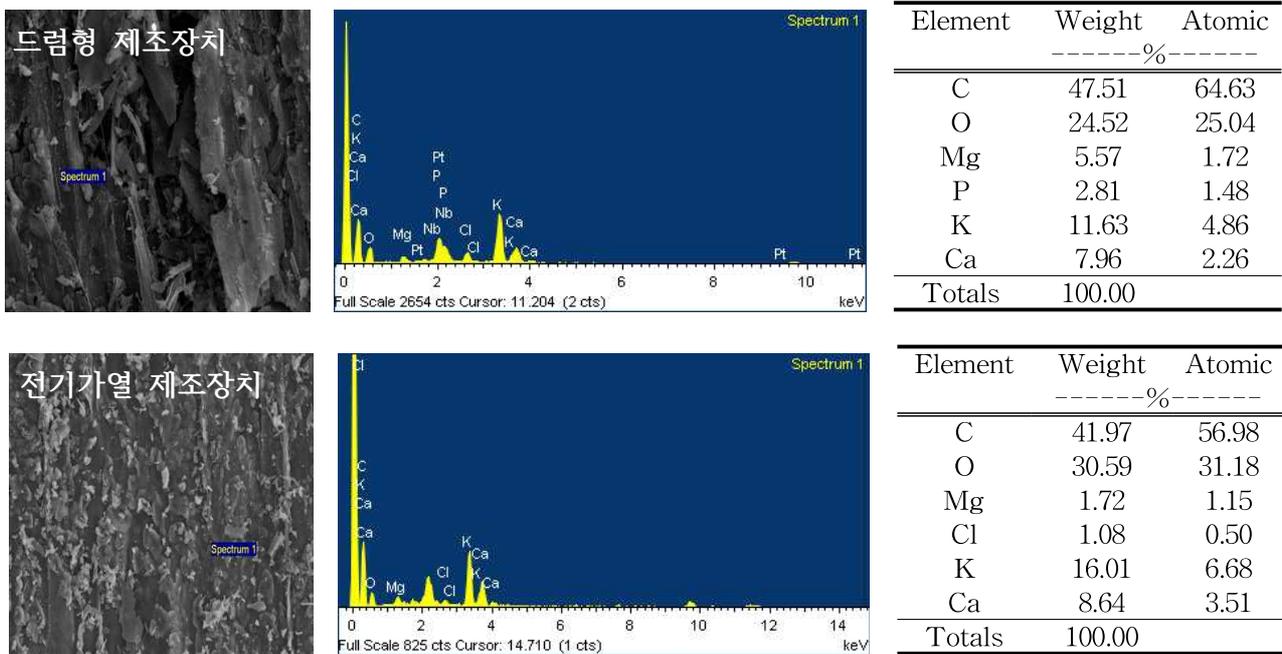


Fig. 3-48. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 참깨대 biochar의 표면 무기성분 함량.

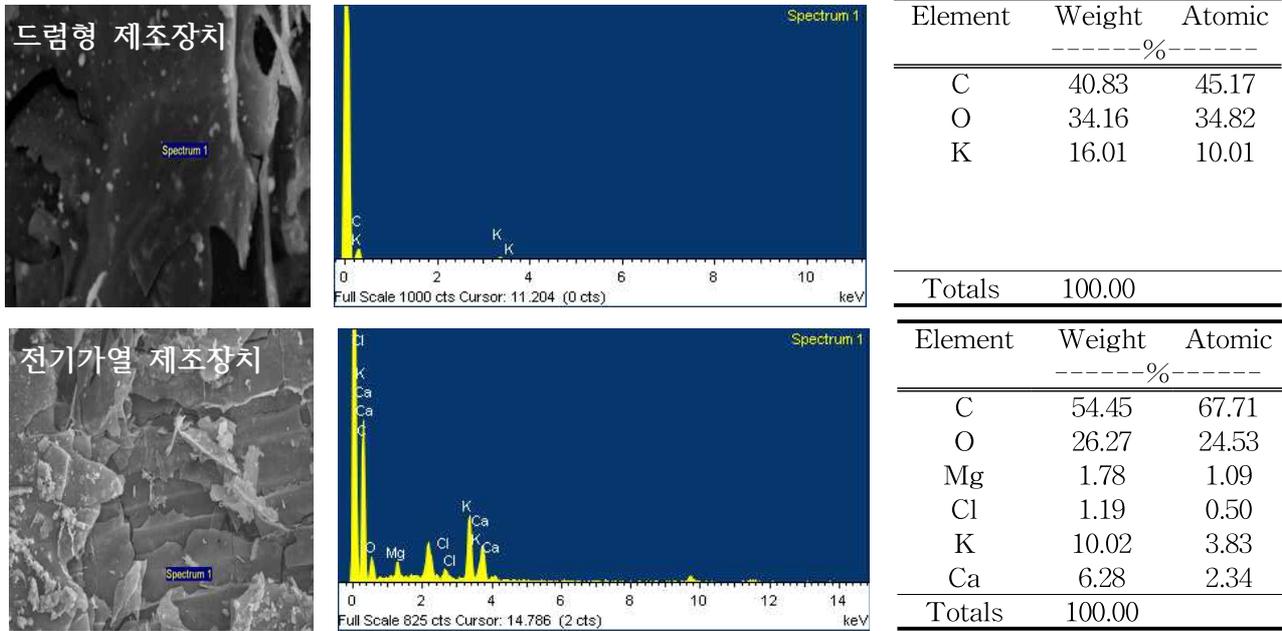


Fig. 3-49. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 담뱃대 biochar의 표면 무기성분 함량.

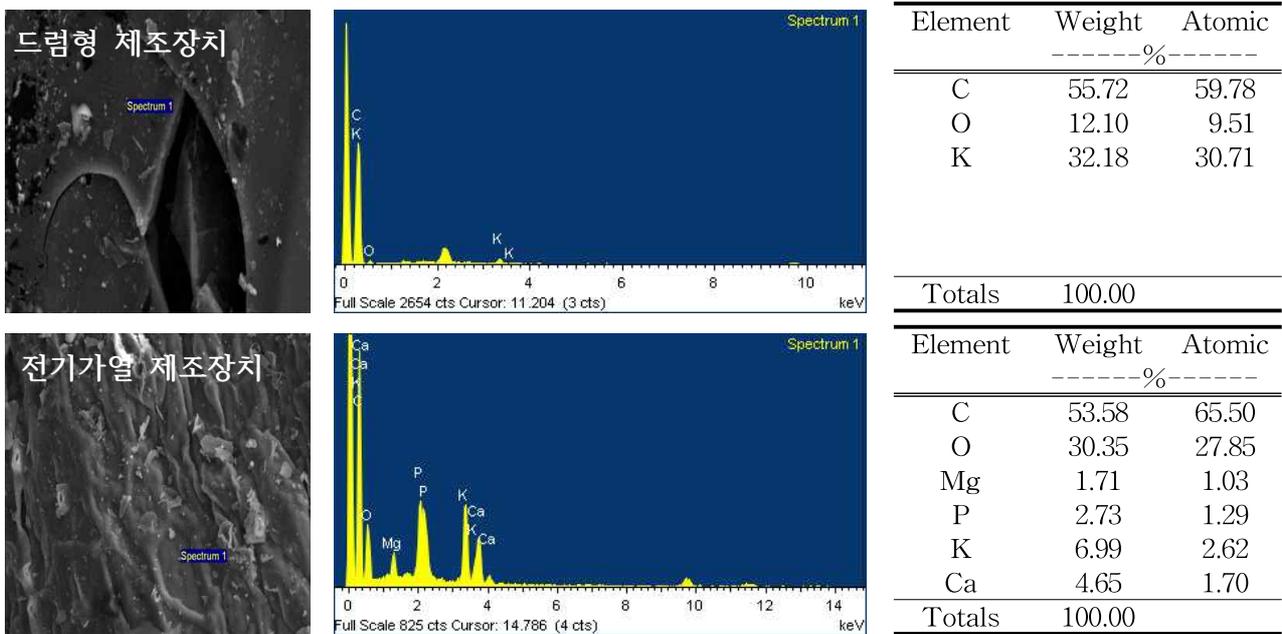


Fig. 3-50. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 생산된 고춧대 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 옥수수대, 참깨대, 담뱃대 및 고춧대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-51~3-54에서 보는 바와 같이 750 cm^{-1} 에서 C-H, 1,120 cm^{-1} 에서 지방족 C-OH stretching (Bae and Koh, 2011), 1,350 cm^{-1} 에서 C-N구조가 나타났으며, 1,460 cm^{-1} 에서 $-\text{CH}_2$, 1,610 cm^{-1} 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), 1,680 cm^{-1} 에서 방향족 C=C ring stretching (Bae and Koh, 2011), 2,880 cm^{-1} 에서 C-H가 나타났으며 3,400 cm^{-1} 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

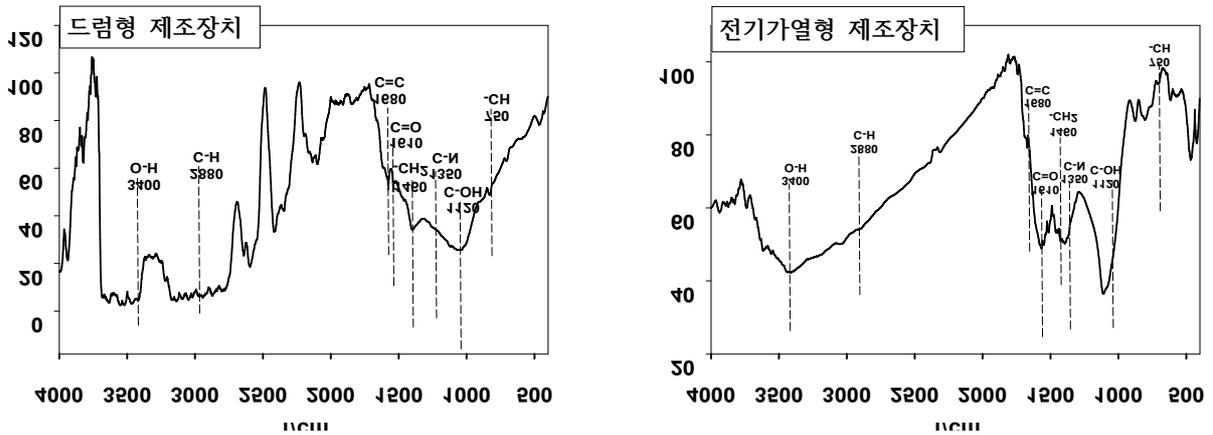


Fig. 3-51. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 옥수수대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

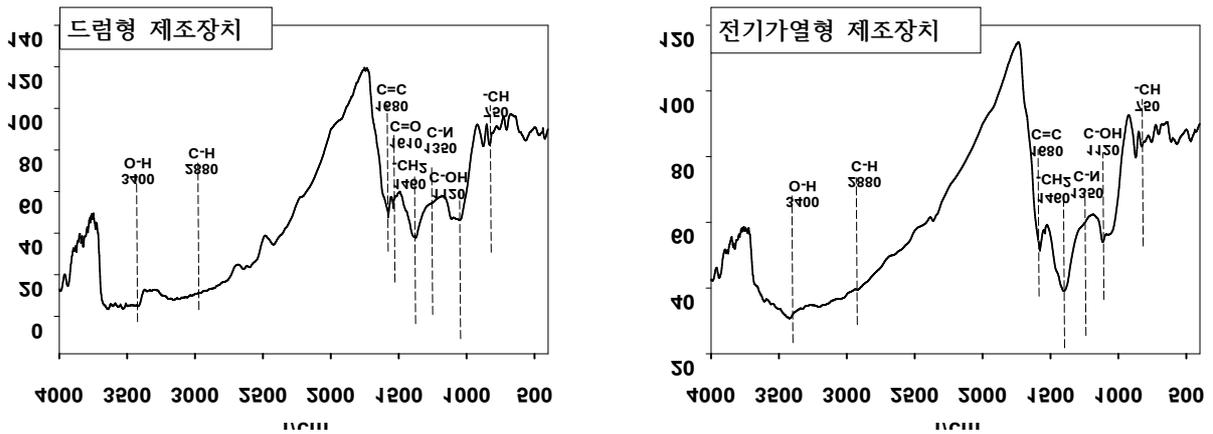


Fig. 3-52. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 참깨대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

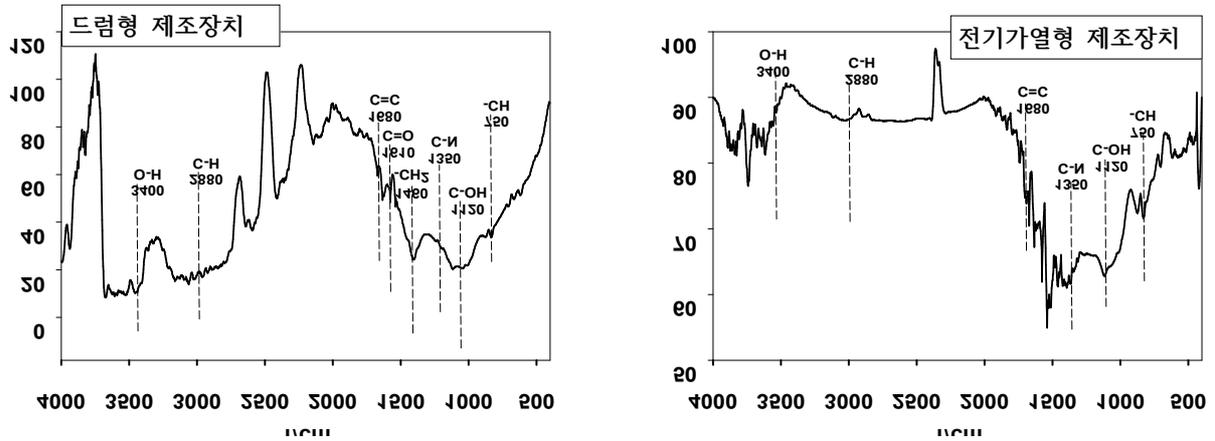


Fig. 3-53. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 담뱃대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

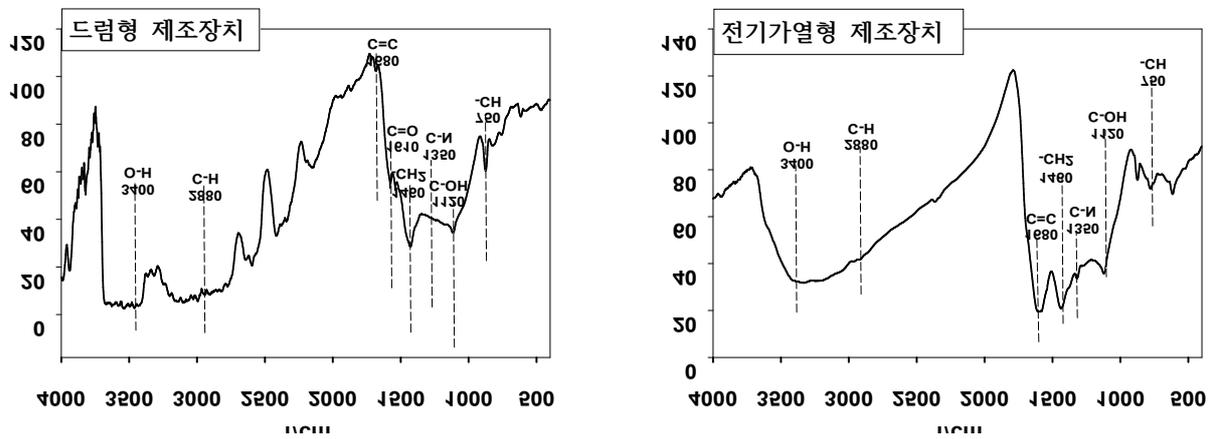


Fig. 3-54. 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치에서 제조된 담뱃대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

다) 농림부산물 종류별 biochar 제조조건 구명

(1) 농업부산물

(가) 옥수수대

옥수수대의 온도 및 시간에 따른 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-55와 같다. Biochar의 수율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향이었으며, 각 온도에서 시간이 늘어남에 따라서는 약간 증가하는 경향이었으나, 그 차이는 미미하였다. T-C의 함량은 온도와 시간이 증가함에 따라 증가하는 경향이였다. Biochar의 수율 및 T-C 함량을 고려했을 때 환경정화용으로 사용하기 위한 옥수수대의 최적 biochar 열분해 온도는 500℃이며, 열분해 시간은 4시간일 것으로 판단된다.

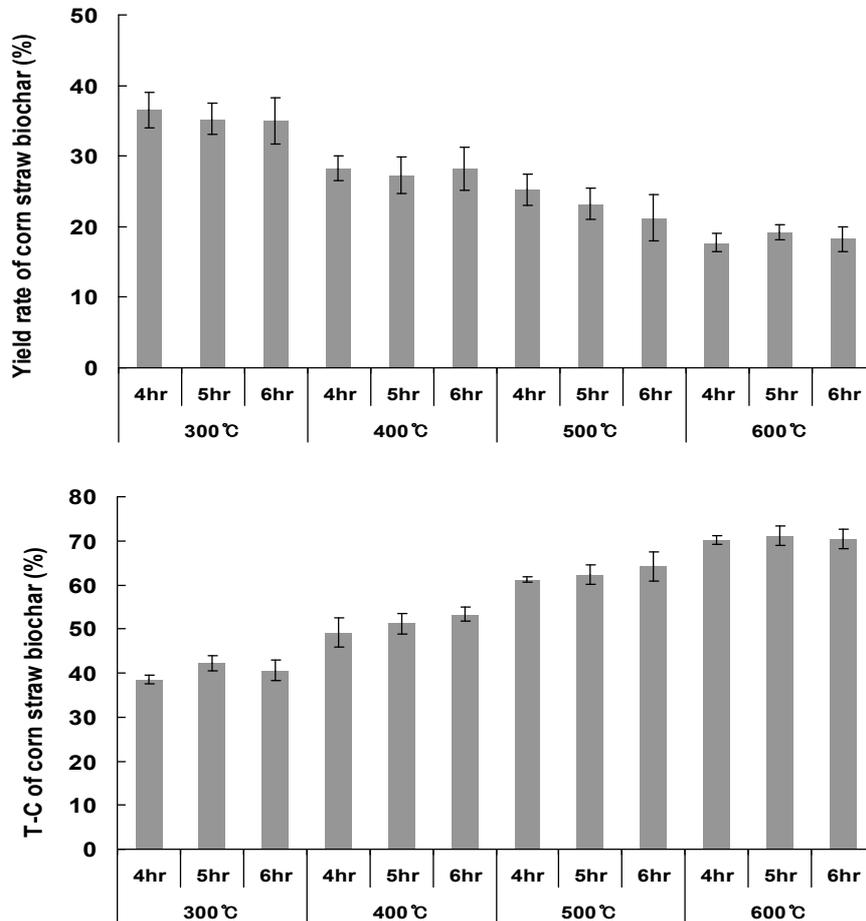


Fig. 3-55. 온도 및 시간에 따른 옥수수대 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(나) 참깨대

온도 및 시간에 따른 참깨대 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-56과 같다. 참깨대 biochar의 수율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향이었으며, 일반적인 유기물의 회화온도인 500°C이상의 온도에서는 21-26%이었다. biochar의 T-C함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었으며, 시간에 따라서는 특이적인 경향은 나타나지 않았다. 이와 같이 참깨대의 biochar 생산에서는 시간적인 영향보다는 온도의 영향이 지배적인 것으로 판단된다.

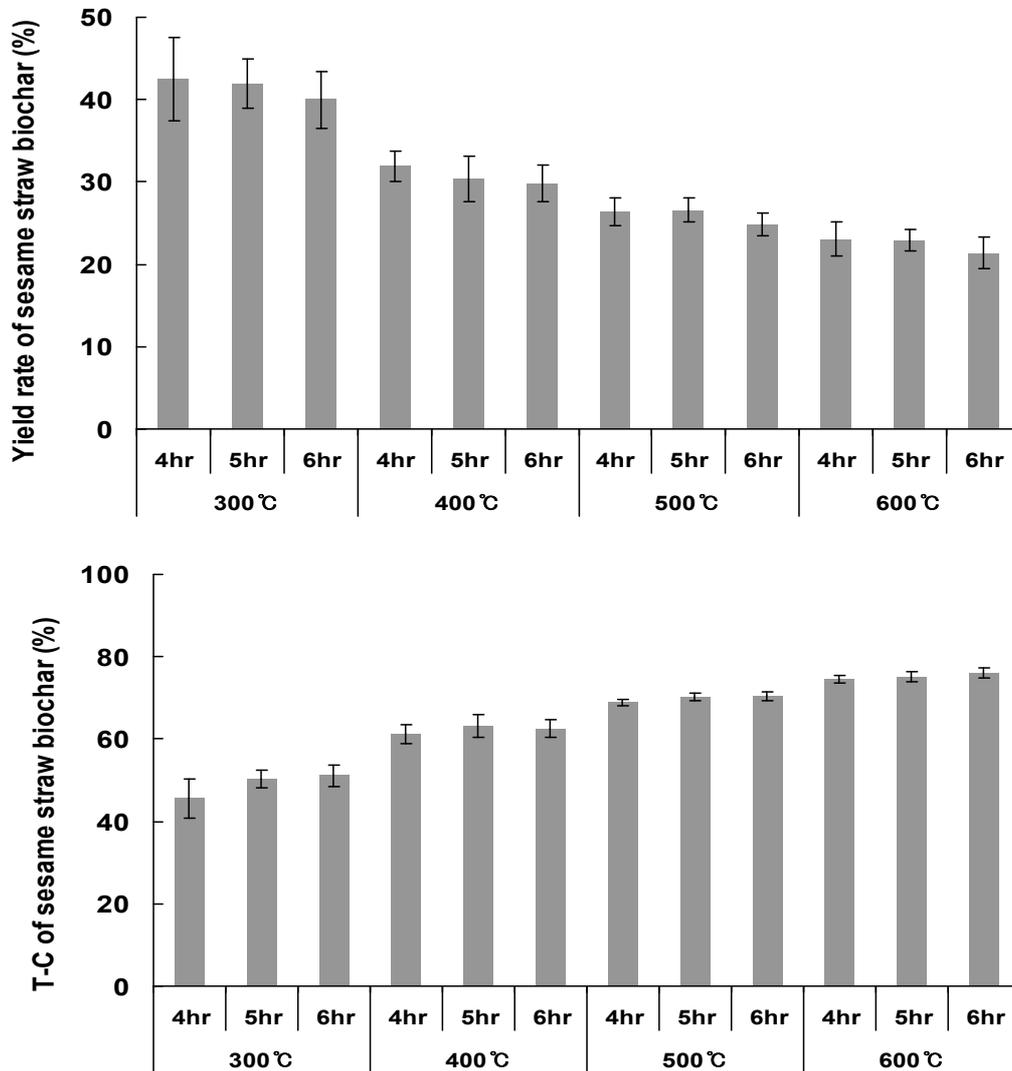


Fig. 3-56. 온도 및 시간에 따른 참깨대 biochar의 수율 및 T-C 함량변화.

(다) 담뱃대

온도 및 시간에 따른 담뱃대 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-57과 같다. Biochar의 수율의 경우는 300°C에서는 시간에 따라서 감소하는 경향이었으나, 고온으로 올라갈수록 시간에 따른 경향은 나타나지 않았다. 하지만 온도에 따라서는 큰 차이가 나타났으며, 500°C 이상부터는 감소폭이 낮았으나, 큰 변화를 나타내지 않았다. 일반적으로 호기조건에서 가열시 일반적으로 재가 발생하는 반면, 본 biochar 장치에서는 혐기성 조건을 유지함으로써 ash가 발생되지 않았으며, 담뱃대의 외관형태를 그대로 유지하고 있었다. 또한 제조된 biochar의 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었으며, 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 경향이였다.

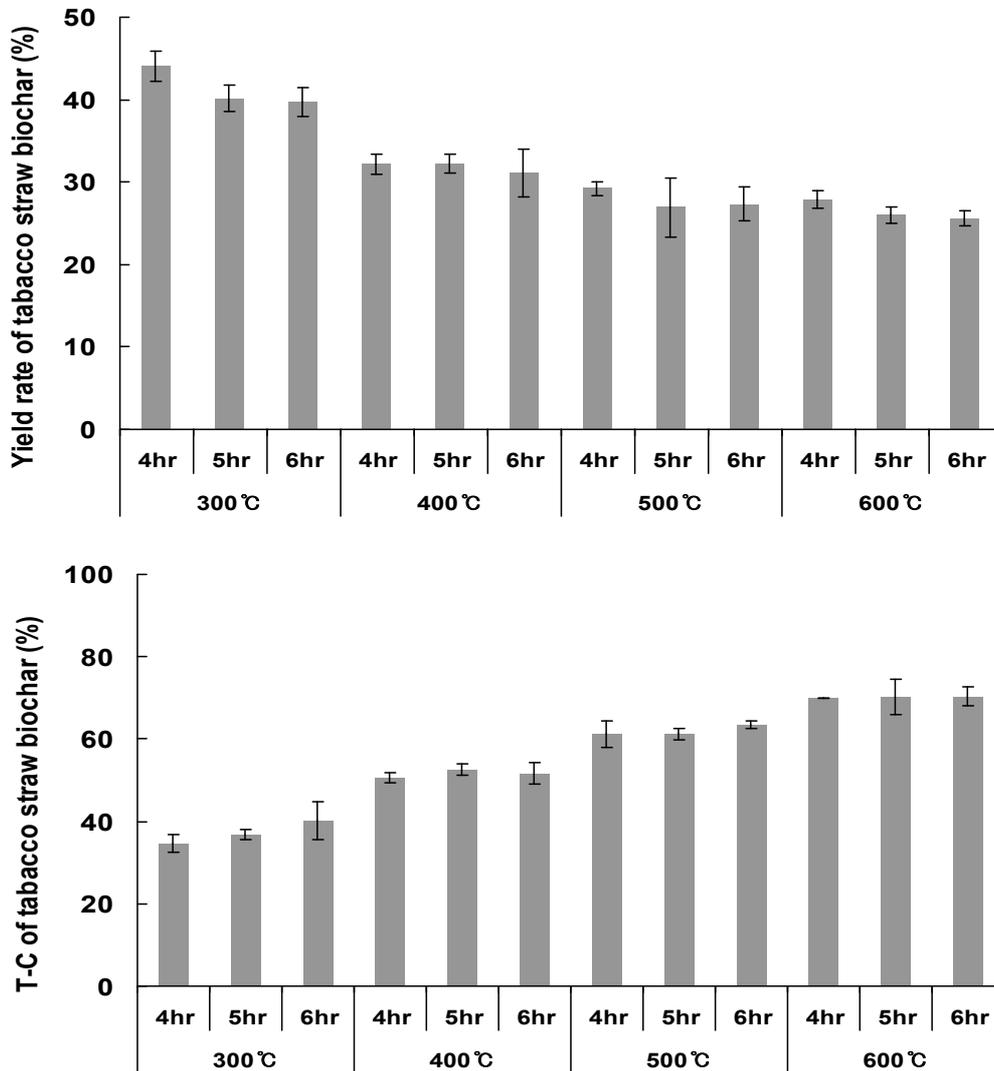


Fig. 3-57. 온도 및 시간에 따른 담뱃대 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(라) 고춧대

시간 및 온도에 따른 고춧대 biochar의 수율 및 T-C의 함량은 Fig. 3-58와 같다. 열분해 온도가 300, 400, 500 및 600°C로 증가함에 따라 biochar의 수율은 43.6, 34.5, 25.9 및 25.3%로 감소하는 경향이었으며, T-C의 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이였다. 이상의 biochar 제조 수율과 T-C 함량을 고려하였을 때 고춧대의 최적 biochar 열분해 시간 및 온도는 500°C에서 4시간 이상 일 것으로 판단된다.

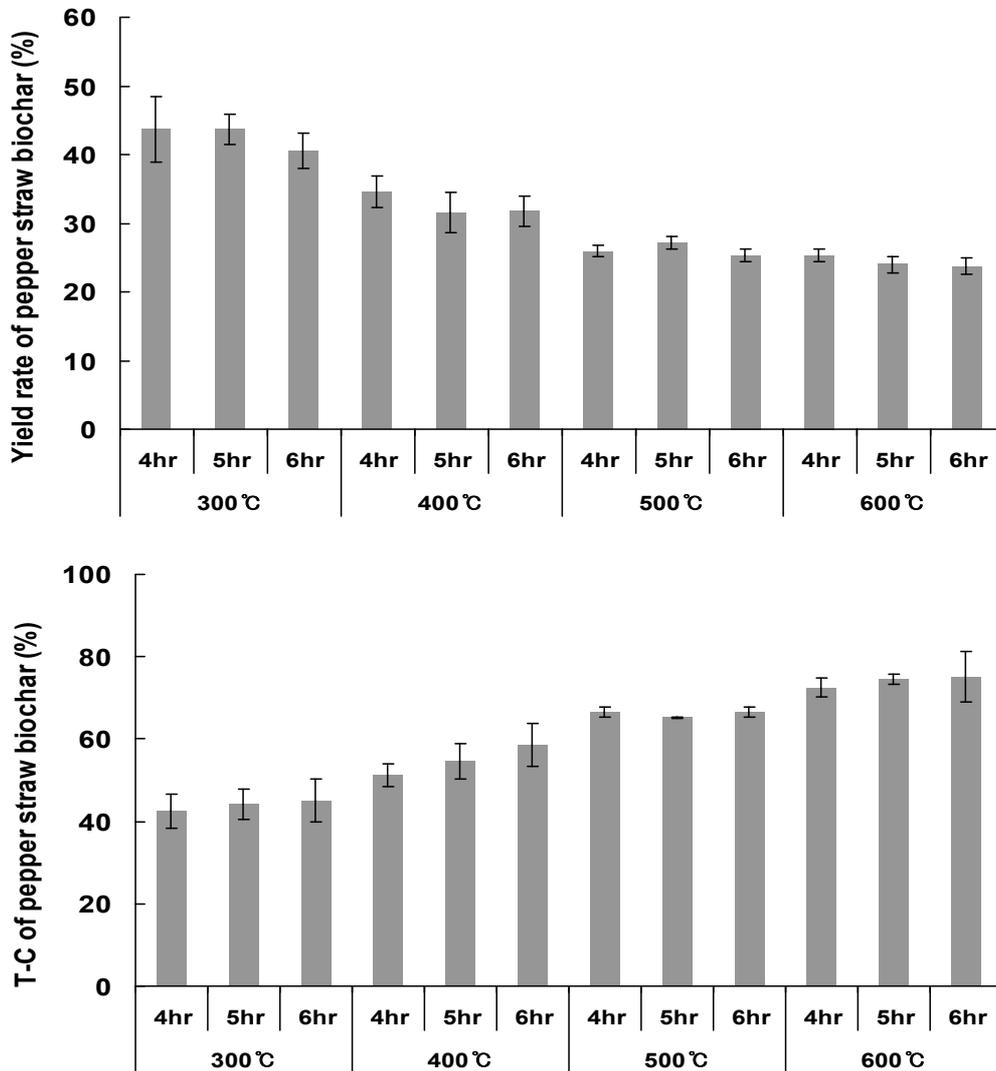


Fig. 3-58. 온도 및 시간에 따른 고춧대 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(마) 배나무 전정지

온도 및 시간에 따른 배나무 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-59와 같다. Biochar 수율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향으로 500°C 이상에서는 별 차이 없이 19-22%의 수율을 보였다. biochar의 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 300, 400, 500 및 600°C에서의 T-C 함량은 각각 38.6, 49.3, 61.2 및 71.2% 수준이었다. 배나무 biochar의 수율 및 T-C 함량은 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.

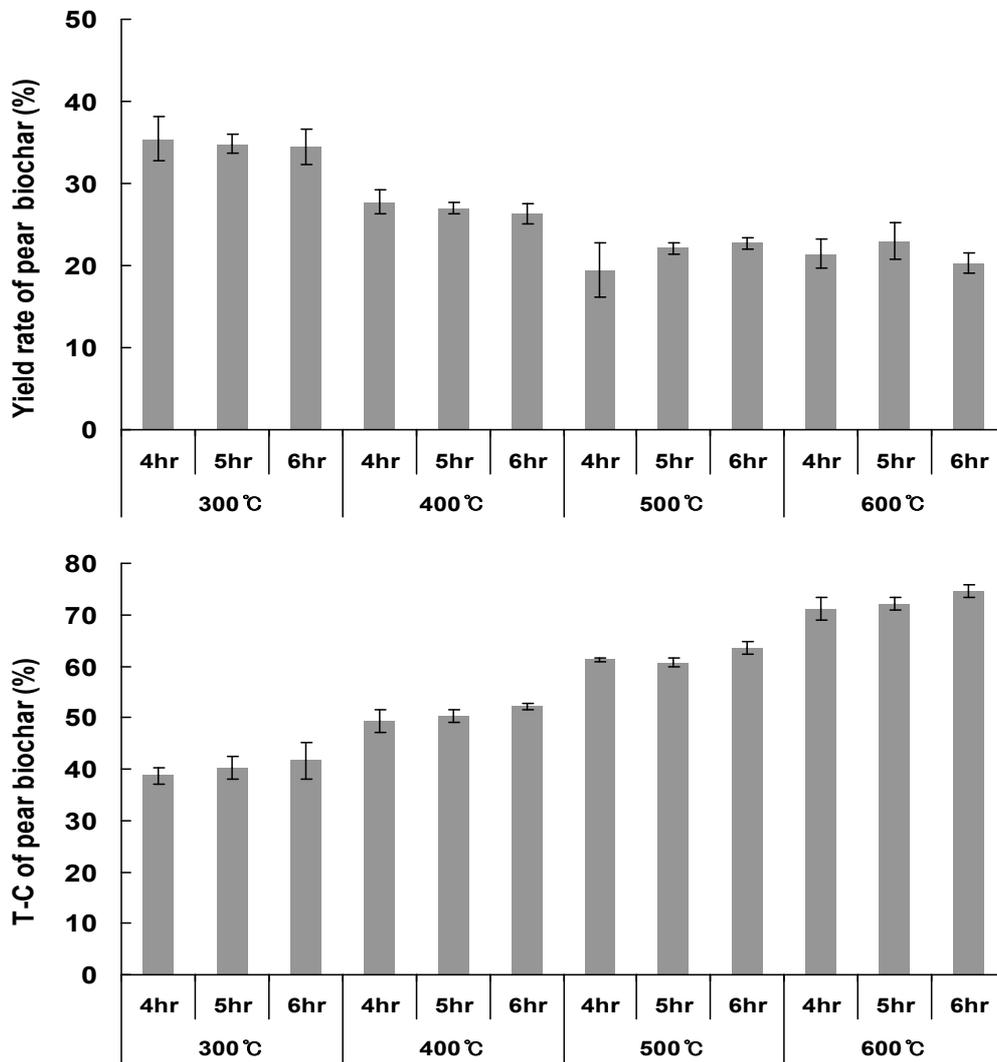


Fig. 3-59. 온도 및 시간에 따른 배나무 전정지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(바) 복숭아나무 전정지

온도 및 시간에 따른 복숭아나무 전정지 biochar의 수율 및 T-C의 함량은 Fig. 3-60과 같다. 복숭아나무 전정지의 biochar 제조시 수율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향이었고, 특히 열분해 온도 600°C와 열분해 6시간에서 가장 낮은 함량을 보였다. Biochar의 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다.

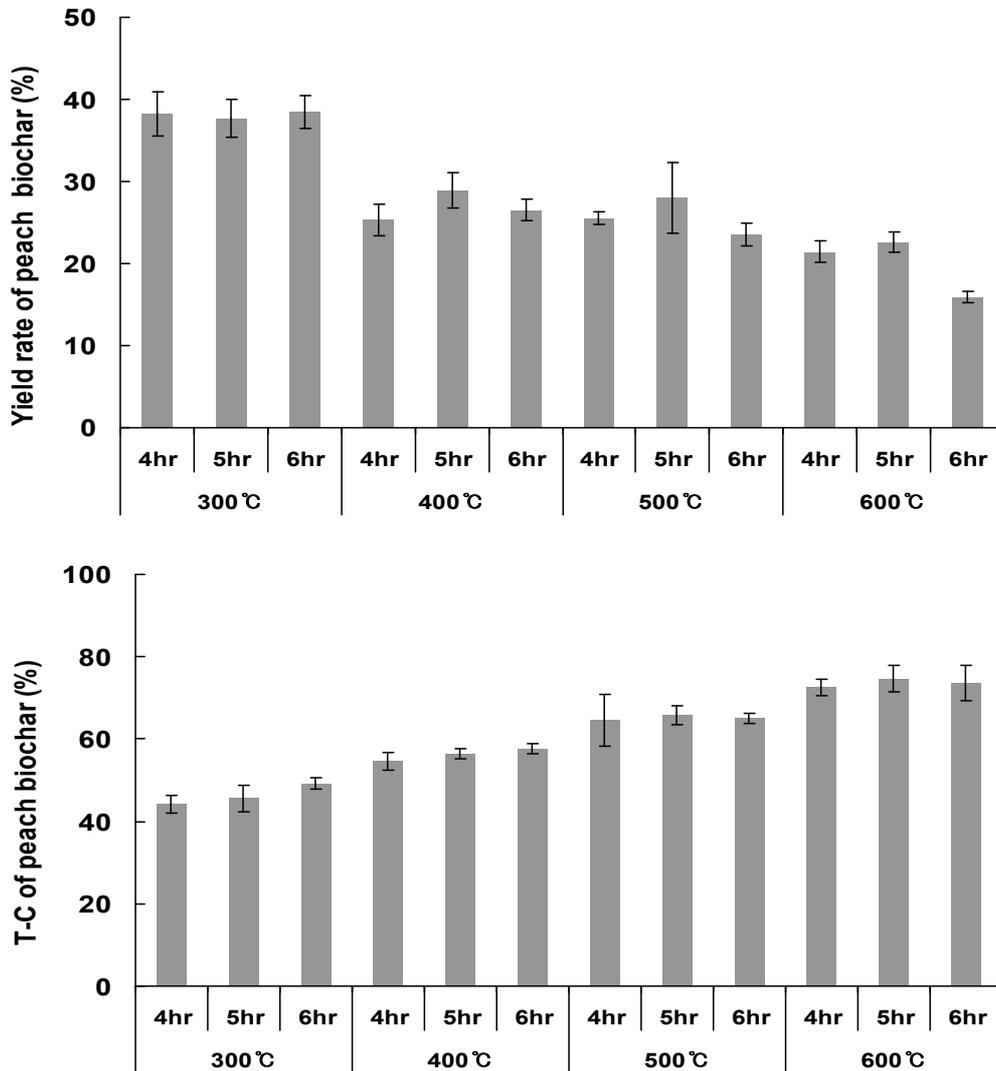


Fig. 3-60. 온도 및 시간에 따른 복숭아나무 전정지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(사) 사과나무 전정지

온도 및 시간에 따른 사과나무 전정지 biochar 수율과 T-C 함량은 Fig. 3-61과 같으며, biochar 수율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향이었고, 300, 400, 500 및 600°C, 4시간에서 biochar 수율은 각각 37.5, 27.7, 23.1 및 22.4%로 500°C 이상에서는 별 다른 차이 없이 비슷한 결과를 보였다. 제조된 biochar의 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 시간에 따라서는 별다른 경향은 없었다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 사과나무 전정지 biochar 제조를 위한 최적 온도와 시간은 각각 500°C 및 4시간일 것으로 판단된다.

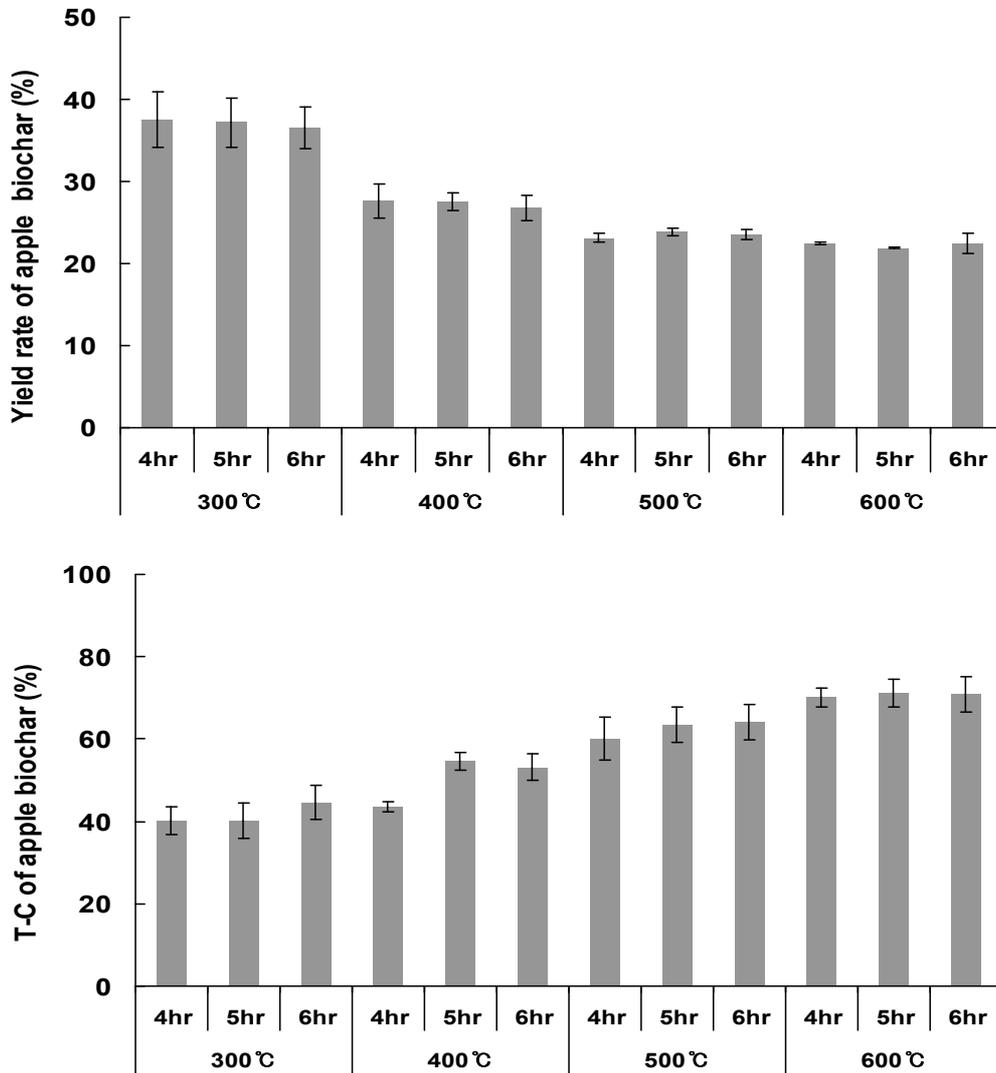


Fig. 3-61. 온도 및 시간에 따른 사과나무 전정지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(아) 감나무 전정지

온도 및 시간에 따른 감나무 전정지 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-62와 같다. 감나무 전정지 biochar의 수율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향이었으며, 시간에 따라 별 다른 경향이 나타나지 않았다. 이와 같이 감나무 biochar 제조시에는 시간적인 영향보다는 온도가 지배적인 영향이 있는 것으로 판단된다. 제조된 biochar의 T-C 함량은 온도 및 시간이 증가함에 따라 증가하는 경향이였다.

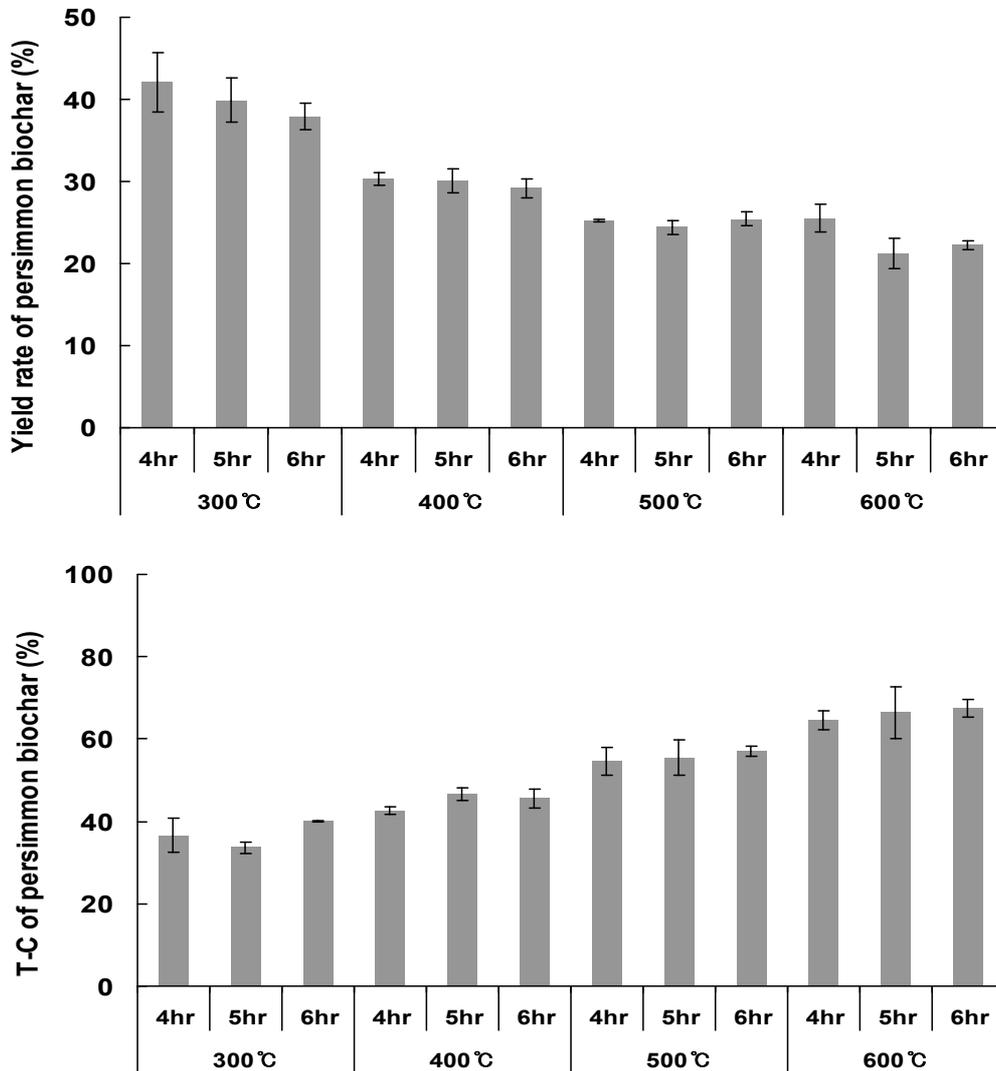


Fig. 3-62. 온도 및 시간에 따른 감나무 전정지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(2) 임산부산물

(가) 솔방울

온도 및 시간에 따른 솔방울 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-63에서 보는 것과 같다. 300°C에서는 50%의 수율을 보였으나, T-C의 함량은 30%정도로 매우 낮았다. 솔방울 biochar 제조시 최적 온도 및 시간이 500°C에서 4시간 이상 열분해 해야 할 것으로 판단된다.

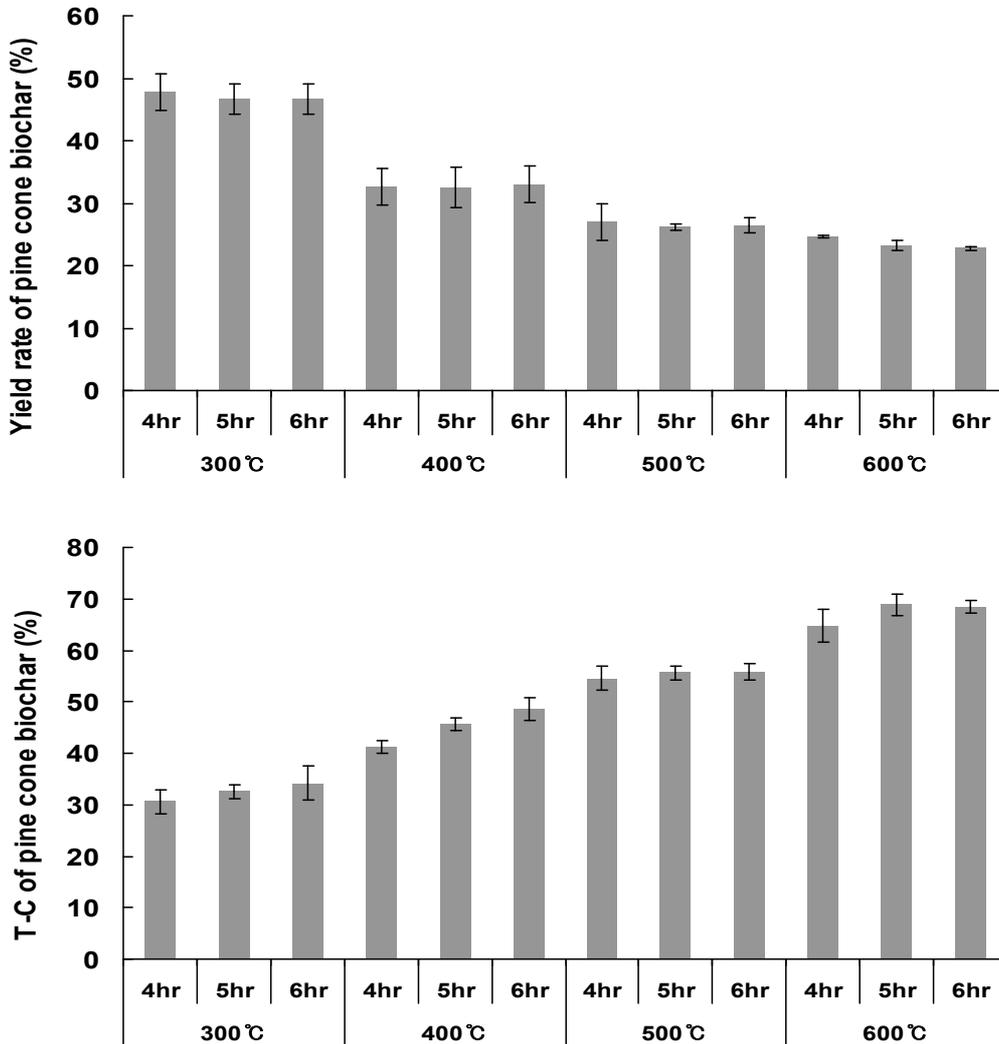


Fig. 3-63. 온도 및 시간에 따른 솔방울 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(나) 솔잎

온도 및 시간에 따른 솔잎 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-64와 같다. Biochar의 수율은 400°C에서 급격히 감소하는 경향이었으며, 그 이상의 온도에서는 미미한 차이를 보였다. 농업부산물 및 솔방울의 경우는 온도가 증가함에 따라 biochar 수율은 조금씩 감소하는 경향이였다. 이는 솔잎의 경우 다른 시료에 비해 400°C에서 열분해 될 수 있는 성분이 많은 것으로 판단된다. 또한 솔잎 biochar의 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 솔잎의 biochar 제조시 열분해 온도는 400°C가 적정한 것으로 판단된다.

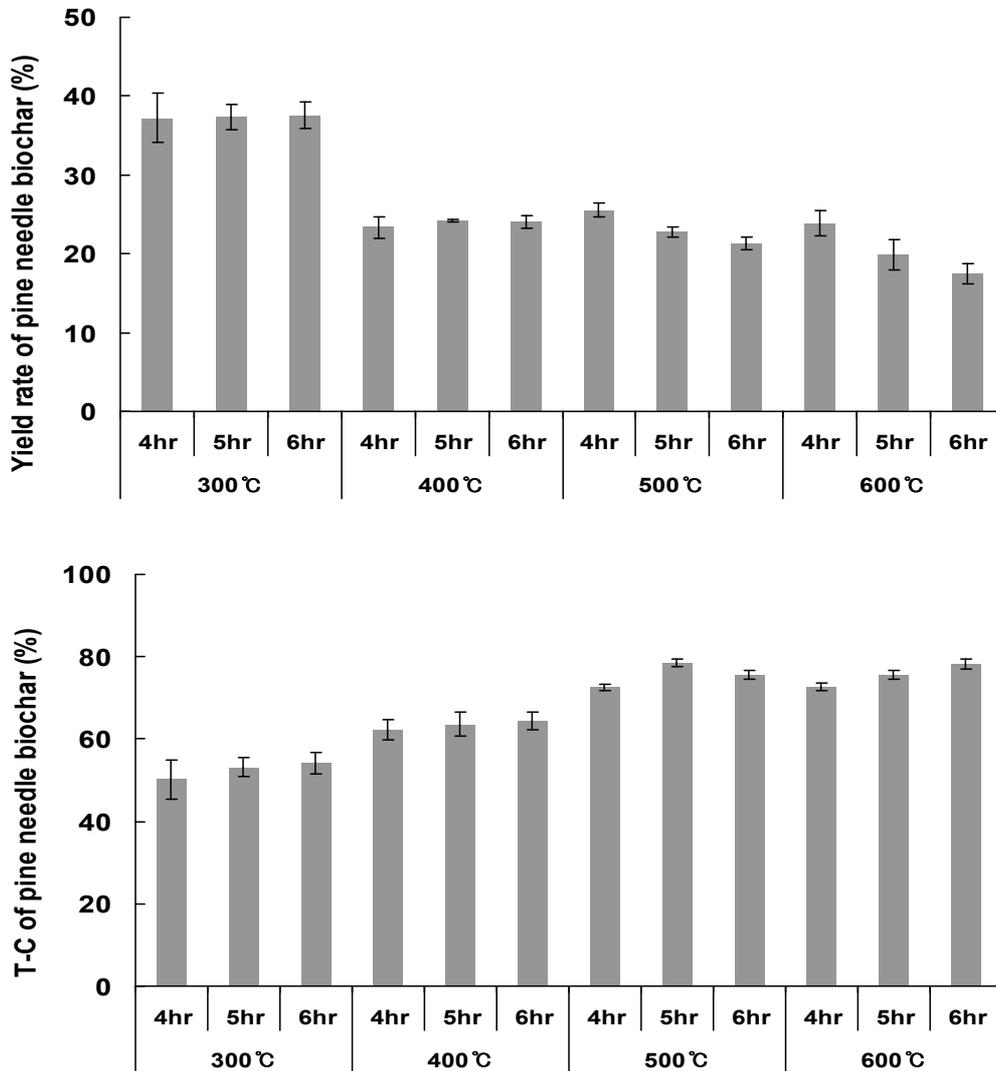


Fig. 3-64. 온도 및 시간에 따른 솔잎 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(다) 벚꽃나무

벚꽃나무의 수율은 솔잎과 동일한 경향으로 400°C에서 급격히 감소하는 경향이었으며, 그 이상의 온도에서는 약간씩 감소하는 경향이였다. T-C 함량 또한 400°C에서 급격히 상승하였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 벚꽃나무의 최적온도 및 시간은 400°C, 4시간 일 것으로 판단되며, 이와 같은 결과는 벚꽃나무의 조직자체가 분해되기 쉬운 형태로 되어 있기 때문으로 판단된다.

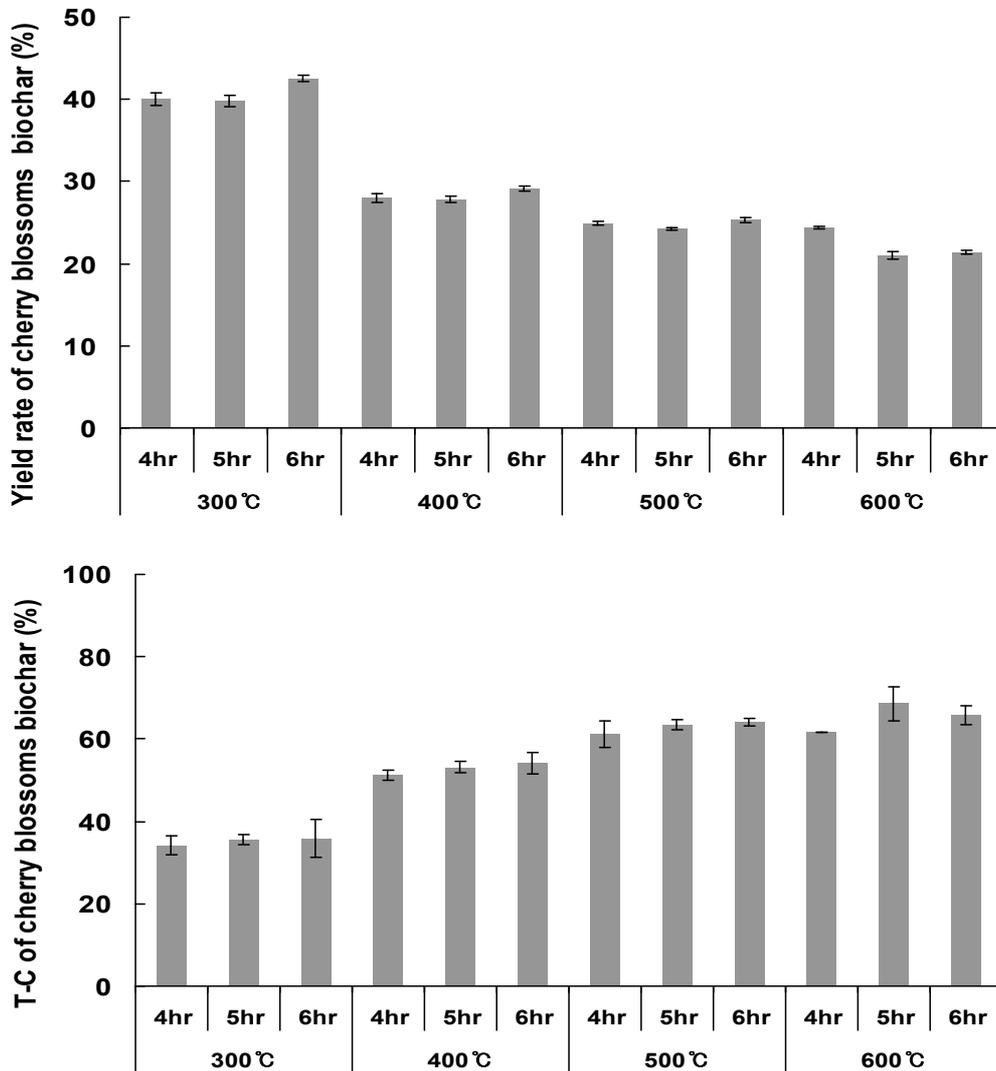


Fig. 3-65. 온도 및 시간에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(라) 플라타너스

온도 및 시간에 따른 플라타너스 가지 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-66과 같다. 플라타너스의 수율은 온도가 증가함에 따라 급격히 감소하는 경향이었고, 최고온도인 600°C에서는 12.3%로 다른 부산물에 비해 낮은 수율을 보였다. 유기탄소의 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 각 온도별 시간에서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.

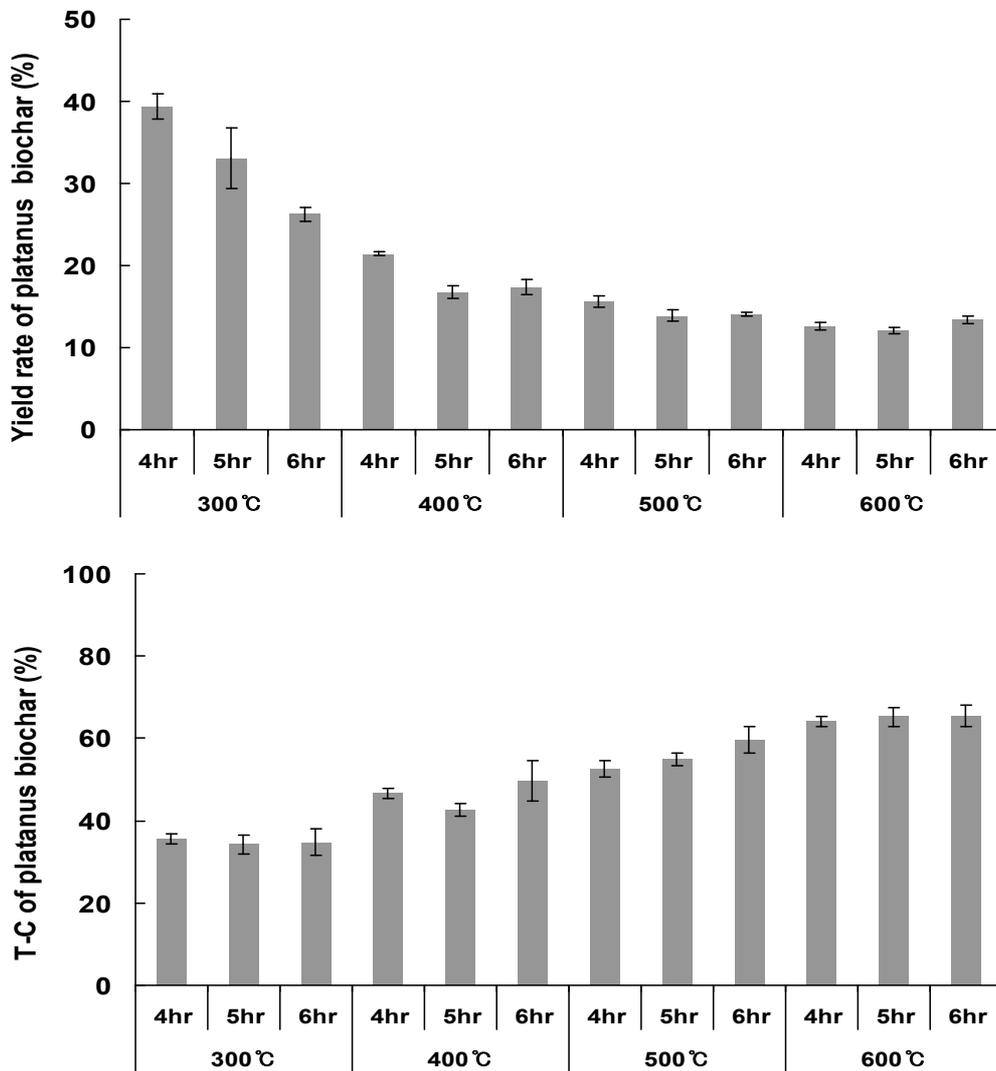


Fig. 3-66. 온도 및 시간에 따른 플라타너스 가지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

(마) 대나무

온도 및 시간에 따른 대나무 줄기 biochar의 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-67과 같다. 대나무 대 biochar의 수율은 300, 400, 500, 600°C으로 온도가 증가함에 따라 33.8, 24.4, 22.5, 20.7%로 400°C에서 급격히 감소하였다. 대나무대 biochar의 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 500°C 및 600°C에서는 66.5% 및 72.5%로 높은 값을 보였다.

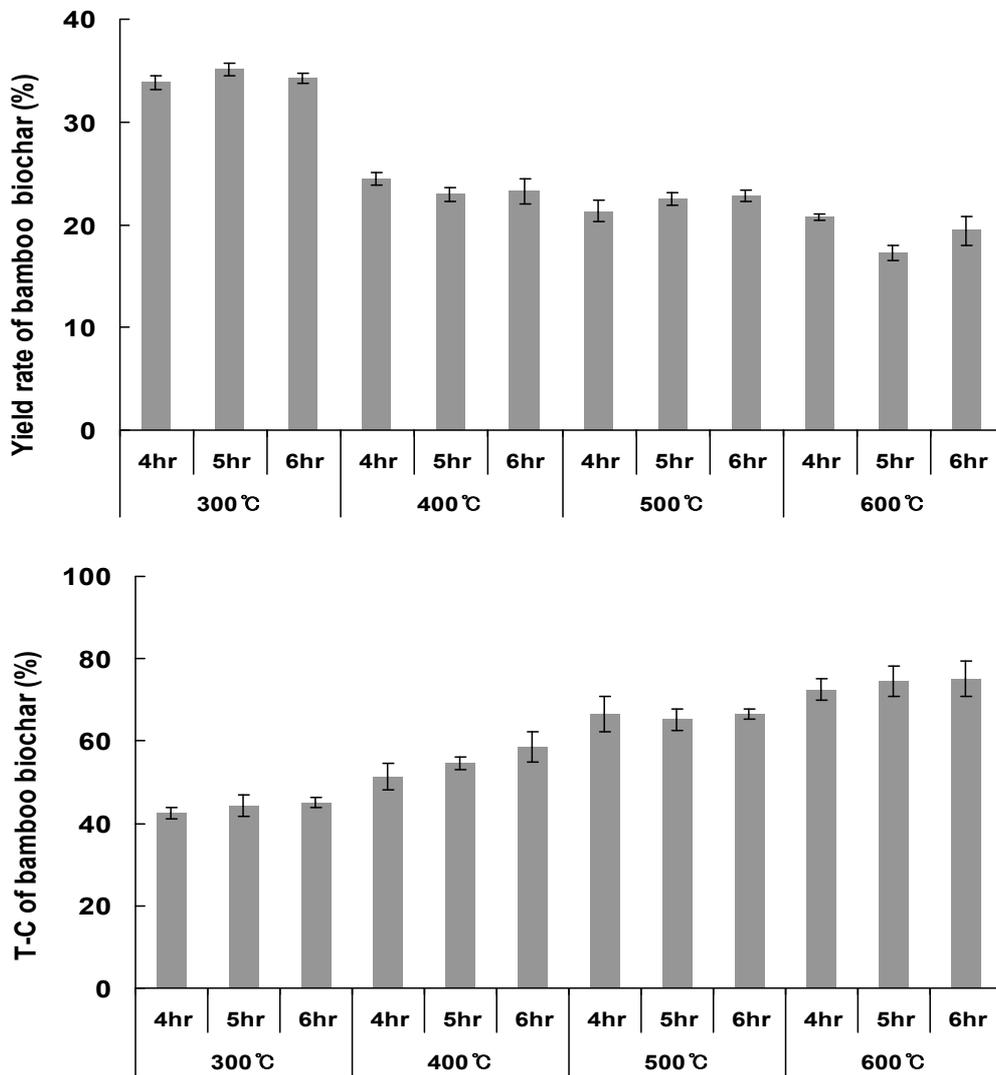


Fig. 3-67. 온도 및 시간에 따른 대나무 줄기 biochar의 수율 및 T-C 함량.

2) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토

가) 농림부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성

(1) 농업부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성

농업부산물 종류별 생산된 biochar $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량은 Fig. 3-68에서 보는 것과 같다. 옥수수대, 참깨대, 담배대, 고춧대 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출량은 고춧대 (130 mg L^{-1}) \geq 담배대 (126 mg L^{-1}) $>$ 옥수수대 (116 mg L^{-1}) $>$ 참깨대 (104 mg L^{-1})순으로 고춧대에서 가장 많은 양의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 방출되었다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량은 담배에서 234.4 mg L^{-1} 로 가장 높은 용출량을 보였고, 고추에서 175.5 mg L^{-1} 로 가장 낮은 용출량을 보였다. Han et al. (2011)이 보고한 수생식물에서의 질소 및 인의 용출량은 본 실험의 결과와 유사한 경향으로 나타났으며, 이와 같이 biochar는 약간의 무기성분이 용출되기 때문에 농업적으로 이용시 비료학적으로 충분히 가치가 있을 것으로 판단된다.

과수전정지 종류별 생산된 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량은 Fig. 3-68에서 보는 것과 같다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출량은 사과나무 전정지 biochar에서 91.2 mg L^{-1} 로 가장 많은 양이 용출되었고, 감나무 전정지 biochar에서 51.6 mg L^{-1} 로 가장 적은 양이 용출되었다. 과수전정지 biochar의 경우에는 이전의 농업부산물 biochar에 비해 적은 양이 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 용출되었다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량은 배나무 전정지 (120.6 mg L^{-1}) $>$ 사과나무 전정지 (110.0 mg L^{-1}) \geq 감나무 전정지 (108.3 mg L^{-1}) $>$ 복숭아나무 전정지 (95.6 mg L^{-1})순이었으며, 배나무 전정지 biochar에서 가장 많은 양의 $\text{PO}_4\text{-P}$ 가 용출되었다.

농업부산물 종류별 biochar를 환경정화용으로 사용하기 위해 최대 무기성분이 용출되는 시간을 산정하기 위해 용출시간을 1, 2, 4, 8 및 16시간으로 구분하여 무기성분 함량을 측정하였다. 옥수수대, 참깨대, 담배대 및 고춧대의 무기성분 함량 결과는 Fig. 3-69에서 보는 것과 같다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 1시간에는 급격히 증가하는 경향이었으나 2시간 이후 부터는 증가폭이 감소하여 일정한 농도를 유지하였다. 이로 인해 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 최대 용출시간은 2시간일 것으로 판단된다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 최대 용출시간은 1시간에서 급격히 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 농도가 증가하고 2에서 4시간으로 갈수록 증가폭이 감소하였으며, 4시간 이후부터는 일정한 농도를 유지하는 것으로 보아 농업부산물 종류별 biochar의 최대 $\text{PO}_4\text{-P}$ 용출시간은 4시간일 것으로 판단된다. 결과적으로 최적의 용출시간은 $\text{NH}_4\text{-N}$ 만을 고려했을 때는 2시간 이후에 최대로 용출되었지만, 환경정화용으로 활용시 $\text{PO}_4\text{-P}$ 와 $\text{NH}_4\text{-N}$ 을 동시에 최대용출 조건을 만족하는 4시간이 가장 효과적일 것으로 판단된다. 과수전정지 종류별 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 최대 용출시간을 조사한 결과는 Fig. 1-49에서 보는 것과 같다. 과수전정지 종류별 1시간까지는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출량이 급격히 증가하였으며, 2시간 이후부터는 안정화 되는 경향이였다. 하지만 감나무의 경우는 안정화되는 경향이였으나, 농도가 약간씩 증가하는 것을 보아 보다 정밀한 모니터링이 필요할 것으로 예상된

다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 농도는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 동일한 경향으로 1시간에 용출량이 급격히 증가하는 경향이었으며, 2시간부터 비교적 안정화 되는 경향이었고, 4시간 부터는 완전하게 안정화되는 경향이였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 를 동시에 제거 할 수 있는 최대용출시간은 4시간 일 것으로 판단된다.

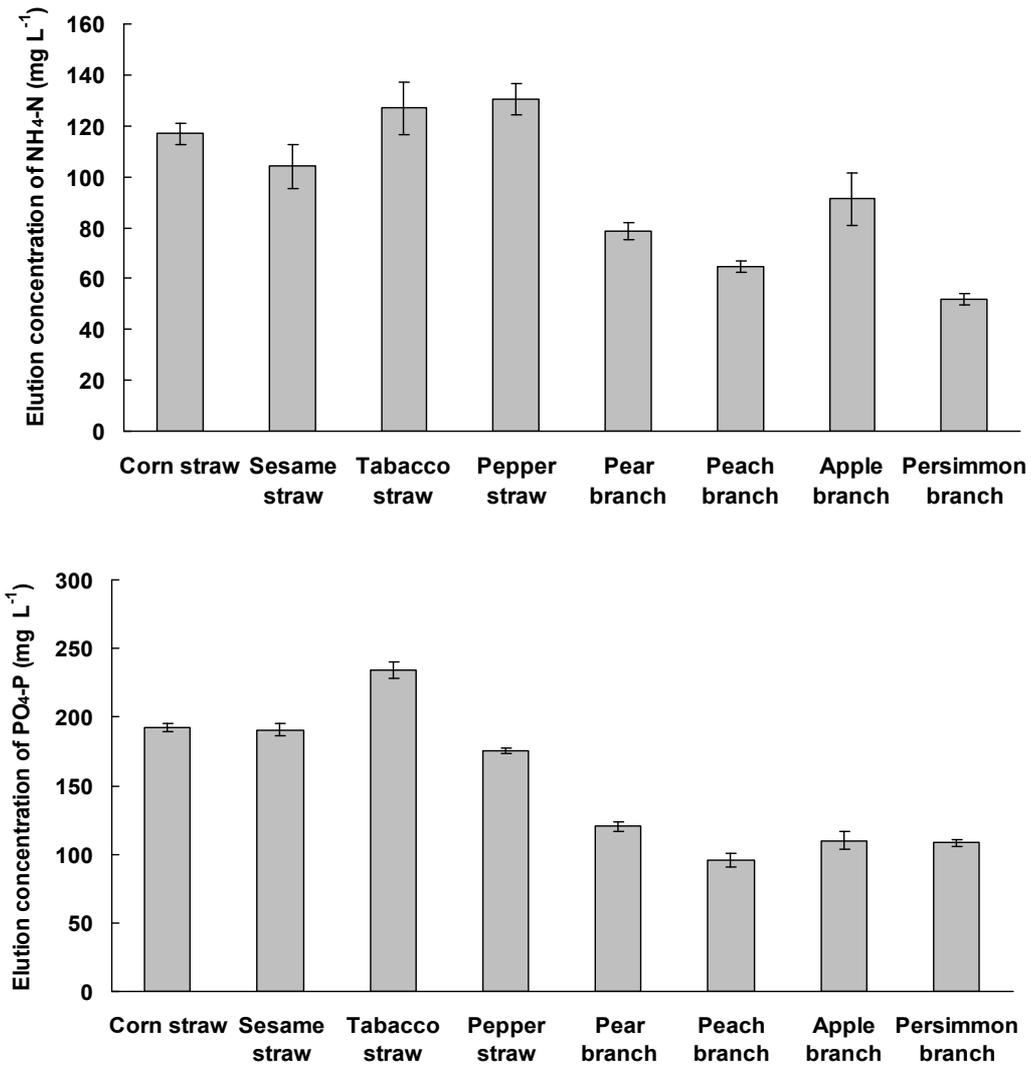


Fig. 3-68. 농업부산물 종류별 bicohar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 용출량.

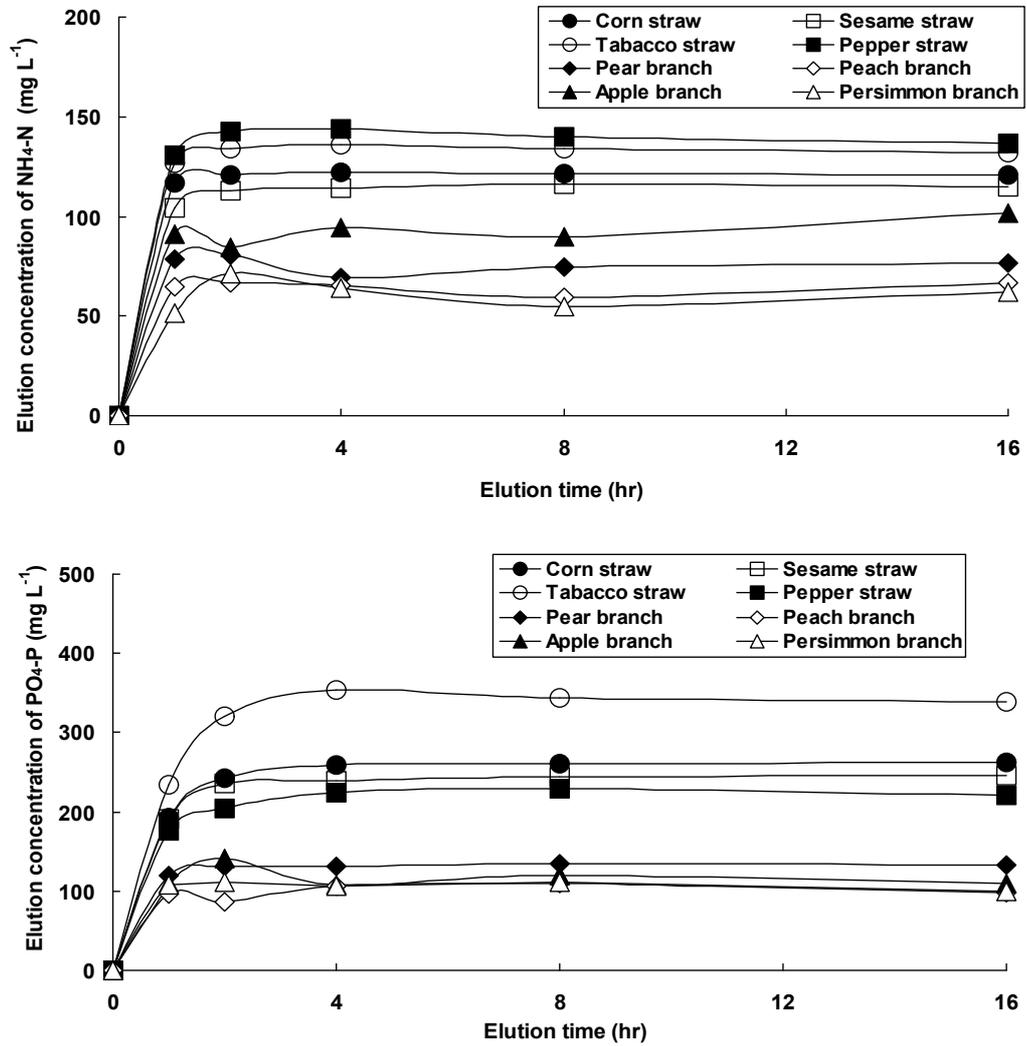


Fig. 3-69. 농업부산물 종류별 biochar의 최대 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출시간.

(2) 임산부산물 종류별 biochar의 질소 및 인 용출특성

임산부산물 종류별 생산된 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량은 Fig. 3-70에서 보는 것과 같다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 경우는 솔잎 (104.6 mg L^{-1}) > 벚꽃나무 (62.5 mg L^{-1}) \geq 솔방울 (56.2 mg L^{-1}) > 플라타너스 (32.2 mg L^{-1}) > 대나무 (12.6 mg L^{-1}) 순으로 솔잎이 가장 높은 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출량을 보였다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 경우도 $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 동일한 경향이었으며, 솔잎에서 가장 높은 함량을 보였다. 이는 솔잎의 원시료에서도 $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 함량이 가장 높았으며, 이들 염류들이 증류수에 용출됨에 따라 용출량이 가장 높은 것으로 사료된다.

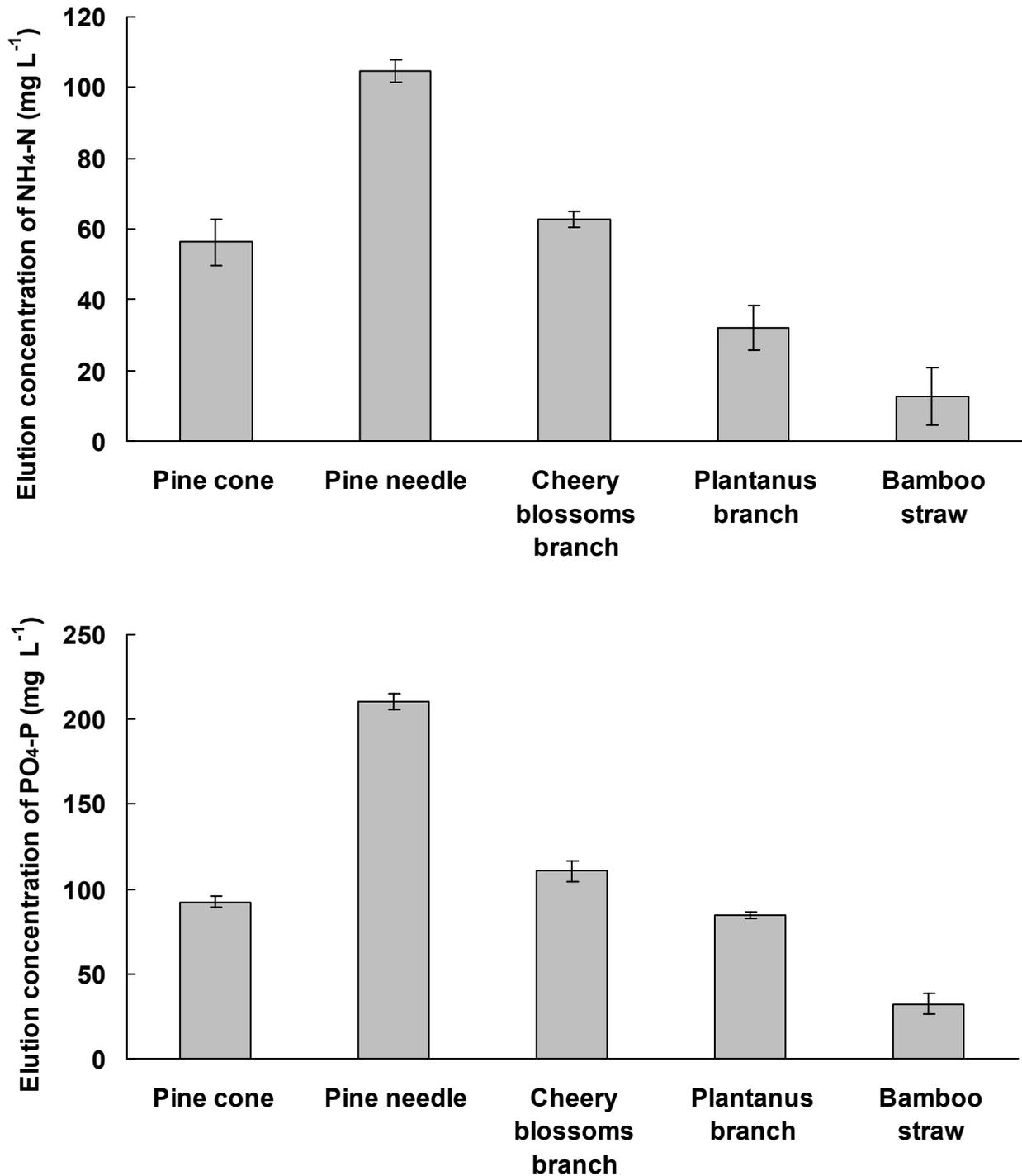


Fig. 3-70. 임산부산물 종류별 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량

임산부산물 종류별 생산된 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 최대용출시간을 조사한 결과는 Fig. 3-71에서 보는 것과 같다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 경우는 솔잎을 제외한 모든 시료에서 2시간 이후부터 안정화되는 경향이었으나, 솔잎의 경우는 8시간이 지난 후에야 안정화되는 경향이였다. 솔잎 원

시료의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 함량도 다른 부산물들에 비해 높은 경향이었고, 증류수에 용출됨에 따라 초기에는 많은 양의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 배출되었으나, 미량의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 성분들이 biochar 내에 계속적으로 잔류되어 있어 다른 부산물들에 비해 용출되는 시간이 늦은 것으로 판단된다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 경우는 모든 임산부산물에서 1시간에 매우 많은 양의 $\text{PO}_4\text{-P}$ 가 용출되었으며, 2시간에는 약간 증가되었다. 그리고 4시간 이후부터는 서서히 안정화되는 경향이였다.

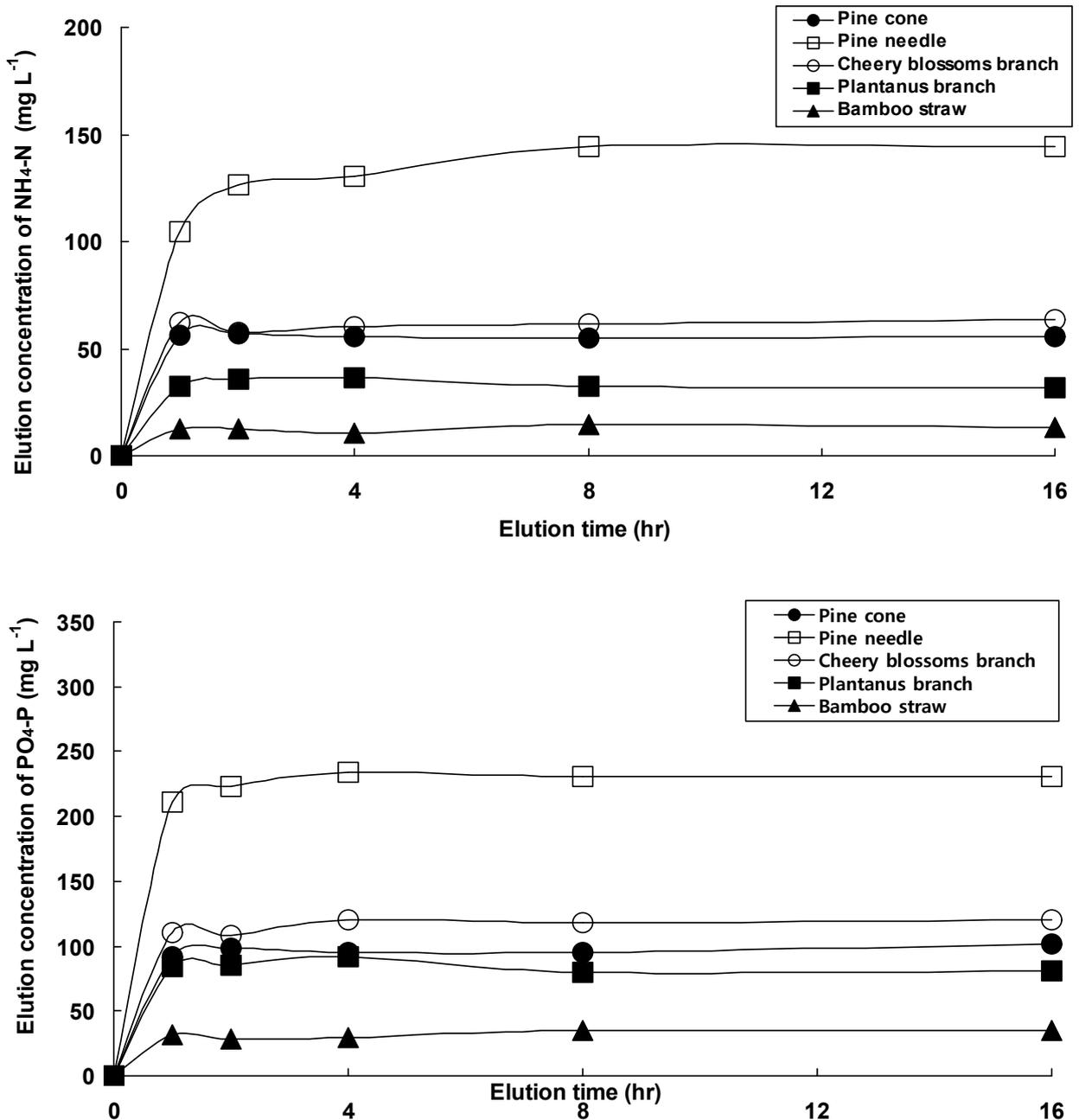


Fig. 3-71. 임산부산물 종류별 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 최대용출 시간

나) 농업부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화

(1) 농업부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화

농업부산물 종류별 생산된 biochar의 무기성분을 세척하기 위하여 생산된 biochar를 최대 용출시간인 4시간을 기준으로 하여 세척 횟수를 1, 2 및 3회 처리한 후 무기성분 함량을 측정하였으며, 그 결과는 Fig. 3-72에서 보는 것과 같다. 옥수수대, 참깨대, 담뱃대 및 고춧대 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 는 1회 세척시 매우 낮은 농도를 보였으며, 세척이 반복될수록 biochar에서 용출되는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 함량은 줄어들었으며, 최종적으로 3회 세척시 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출량은 각각 0.21, 0.11, 0.36 및 0.12 mg L^{-1} 이었다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 동일한 경향으로 1회 세척시 함량이 급격하게 감소하였으며, 세척횟수가 증가될수록 농도는 점점 더 감소하는 경향이었으며, 최종적으로 3회 세척시 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대의 함량은 각각 0.43, 0.32, 0.65 및 0.32 mg L^{-1} 로 많은 양의 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 농도는 감소하였지만 완전히 제거되지는 않았다.

과수전정지 종류별 biochar의 세척횟수에 따른 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출 함량 변화는 1회 세척시 대부분의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 용출되었으며, 세척횟수가 증가될수록 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 함량은 감소되었고, 최종적으로 3회 세척시 배나무 전정지, 복숭아나무 전정지, 사과나무 전정지 및 감나무 전정지 biochar에서 용출되는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 함량은 각각 0.56, 0.24, 0.69 및 0.23 mg L^{-1} 이었다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량 변화는 1회 세척시 감소하는 경향이었고, 세척이 반복될수록 농도는 점점 감소하였다. 하지만 복숭아나무 전정지 biochar의 경우 1시간 세척시 가장 낮은 함량을 보였지만 세척횟수가 증가할수록 다른 부산물들에 비해 높은 함량을 보였다.

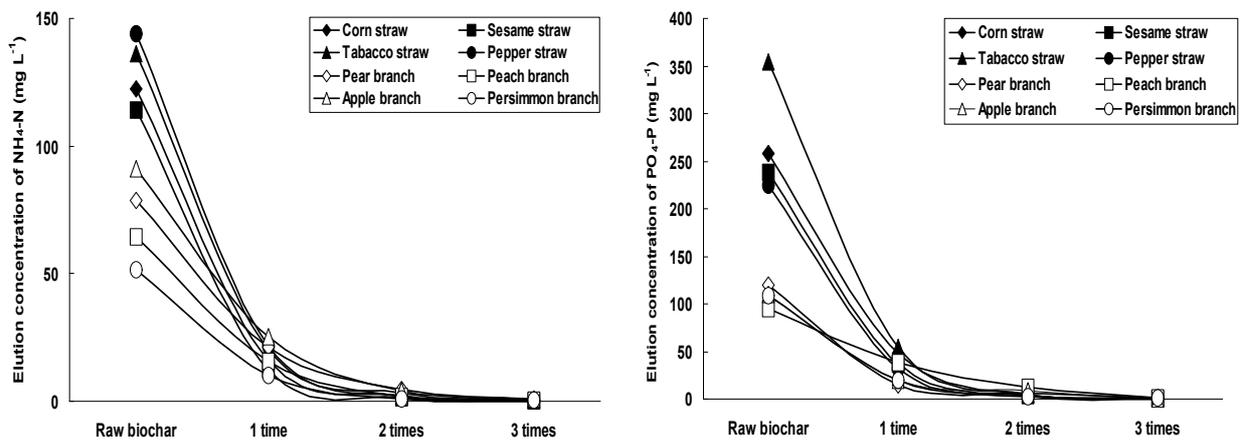


Fig. 3-72. 농업부산물 종류별 biochar의 세척횟수에 따른 $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출량.

(2) 임산부산물 biochar의 세척횟수별 질소 및 인 용출농도 변화

임산부산물 종류별 세척횟수에 따른 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출함량 변화는 Fig. 3-73에서 보는 것과 같다. $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 경우 1회 세척시 용출 농도가 급격하게 저감되었으며, 대나무의 경우에는 1.26 mg L^{-1} 으로 아주 낮은 용출 농도를 보였다. 세척횟수가 늘어남에 따라 용출농도는 점점 감소하였으며, 최종적으로 3회 세척시 솔방울, 솔잎, 벚꽃나무, 플라타너스 및 대나무에서 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출되는 양은 $0.23, 1.23, 0.42, 0.42$ 및 0.09 mg L^{-1} 이었으며, 솔잎에서 3회 세척시에도 많은 양의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 존재하였다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 경우도 질소와 동일한 경향이었으며, 최종적으로 3회 세척시 솔방울, 솔잎, 벚꽃나무, 플라타너스 및 대나무에서 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 용출되는 양은 $1.12, 1.00, 0.62, 0.25$ 및 0.011 mg L^{-1} 이었으며, 솔방울에서 가장 높은 용출량을 보였다.

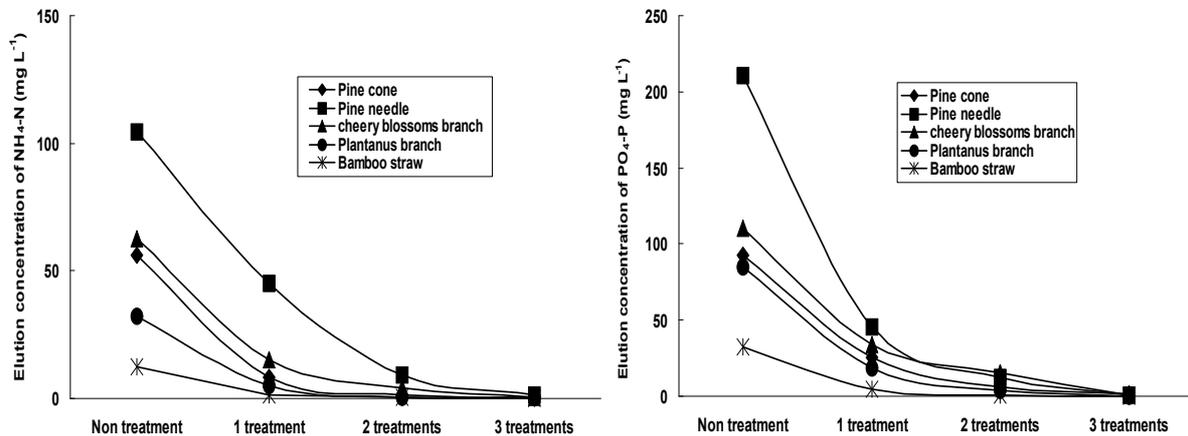


Fig. 3-73. 임산부산물 종류별 biochar의 세척횟수에 따른 $\text{NH}_4\text{-N}$ 과 $\text{PO}_4\text{-P}$ 함량.

3) 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교

가) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 화학적 특성조사

(1) 농업부산물

(가) 옥수수대

온도 및 시간에 따른 옥수수대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-74와 같다. pH의 경우 열분해 온도 300°C 에서는 원시료에 비해 약간 감소하는 경향이었고, 400°C 이상부터는 점점 증가하는 경향이였다. 600°C 에서 제조된 biochar의 pH는 10이상으로 염기성이였다. EC는 열분해 온도 300°C 와 400°C 에서 원시료와 비교했을때 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였으나, 500°C 부터는 급격히 증가하는 경향이였고, 원시료에 비해 매우 높은 EC를 보였다. 제조된

biochar의 T-N 함량은 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 약간 증가하는 경향이었으나, 열분해 온도 500℃에서 3시간 이후부터는 다시 감소하는 경향이였다.

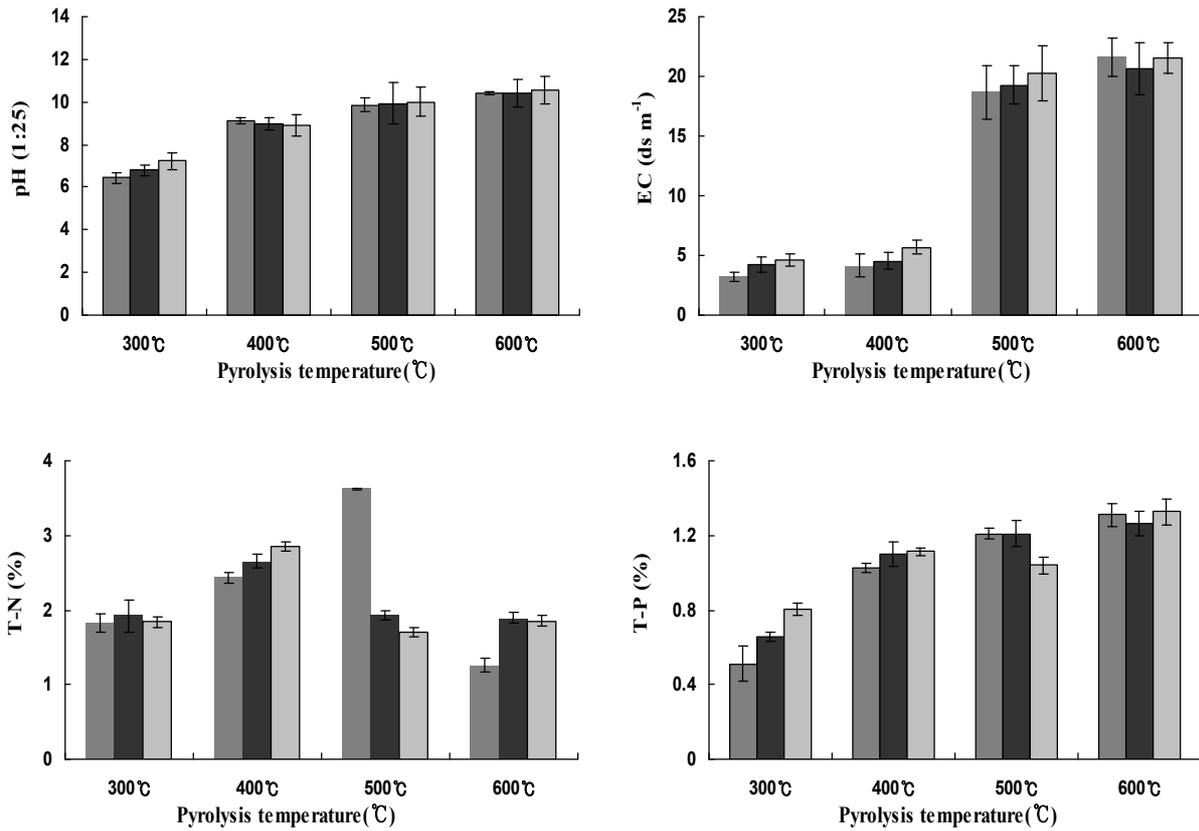


Fig. 3-74. 온도 및 시간에 따른 옥수수대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P의 변화.
(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

온도 및 시간에 따른 옥수수대 biochar의 K, Ca, Mg 및 Na 등의 무기성분 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 열분해 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 옥수수를 포함한 모든 농업부산물 및 산림 부산물의 무기 성분은 기체로 전환되는 반응이 없기 때문에 대부분의 biochar표면에 그대로 잔존하게 되고 열분해 온도가 증가함에 따라 유기물의 분해가 활발하게 일어나 표면에 더 많은 무기성분이 남아 있게 된다.

(나) 참깨대

온도 및 시간에 따른 참깨대 biochar pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-75와 같다. pH는 열분해온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 원시료가 7.45인데 반해 biochar의 경우는

9.94-10.80 범위로 증가하는 경향이었으며, 온도에 따라서는 약간 증가하는 경향이었으나, 열분해 시간에 따라서는 유의성 있는 결과가 나타나지 않았다. EC 함량은 Fig. 3-75와 같이 초기 300℃에서는 원시료에 비해 감소하는 경향이었고, 400℃에서는 비슷한 함량이었으며, 500℃ 이상부터는 증가하는 경향이였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 참깨대 biochar의 EC함량 변화는 시간에 대한 영향보다는 온도에 대해 지배적인 영향을 받는 것으로 사료된다. T-N의 경우는 원시료에 비해 400℃까지는 증가하는 경향이었으나, 500℃부터는 약간 감소하는 경향이였다. 참깨대 biochar의 농업적으로 활용시 질소질 비료를 일부 공급해 줄 수 있는 300℃에서 6시간으로 제조된 biochar가 가장 적합할 것으로 판단된다. T-P의 함량은 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 500℃ 이상부터는 일정한 함량을 보였다.

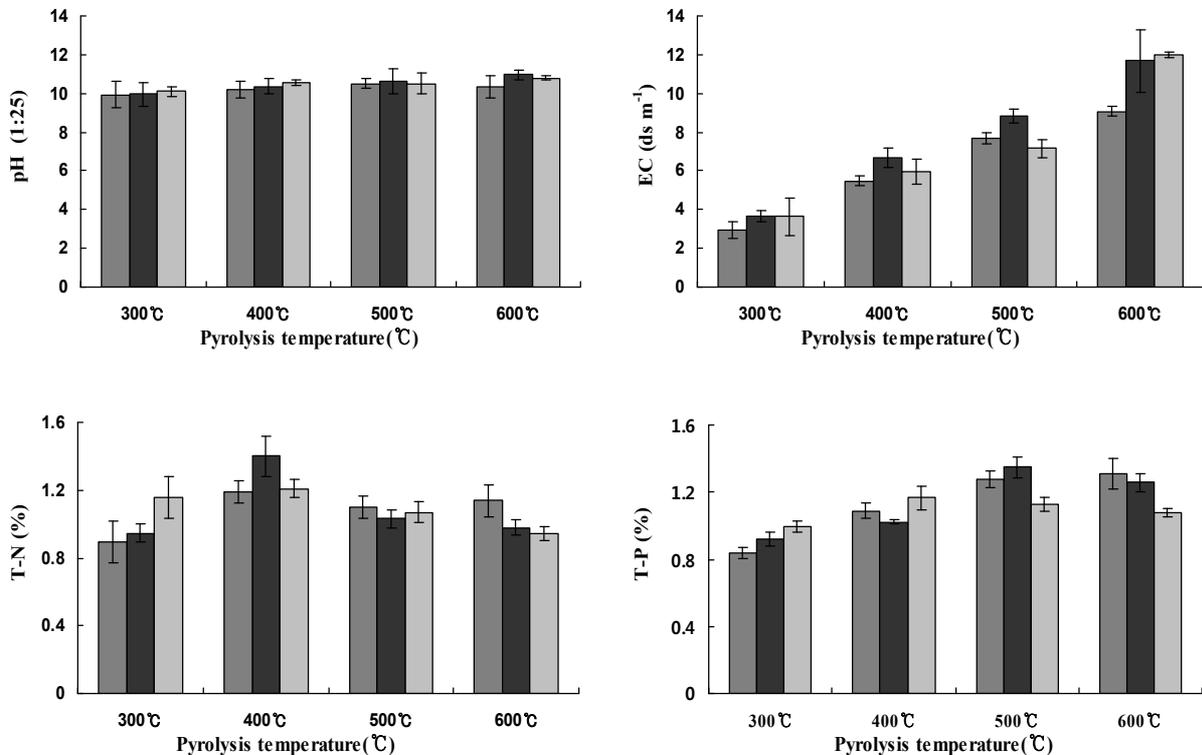


Fig. 3-75. 온도 및 시간에 따른 참깨대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 함량.
 (■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(다) 담뱃대

온도 및 시간에 따른 담뱃대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 1-59에서 보는 것과 같다. pH는 300°C에서 7.54-8.03범위로 원시료와 비교했을 때 별 다른 차이가 없었으나 400, 500 및 600°C로 온도가 증가할수록 10.3, 11.9 및 12.2로 점점 증가하는 경향이였다. 열분해 시간에 따른 유의적인 결과를 나타나지 않았다. EC의 함량은 Fig. 3-76에서 보는 것과 같이 초기 300°C에서는 원시료에 비해 약간 증가하는 경향이였으나, 400°C이상부터는 점차 증가되어 600°C, 6시간에서는 49.5 dS m^{-1} 로 매우 높은 함량을 보였다. T-N 함량의 경우 300°C에서는 원시료에 비해 시간이 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이였으나, 400°C이상부터는 점점 감소하는 경향이였다. T-P의 함량은 원시료에 비해 약간 증가하는 경향이였고, 특히 600°C, 6시간에서 0.72%로 가장 높은 함량을 보였다. 300, 400, 500°C에서는 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다.

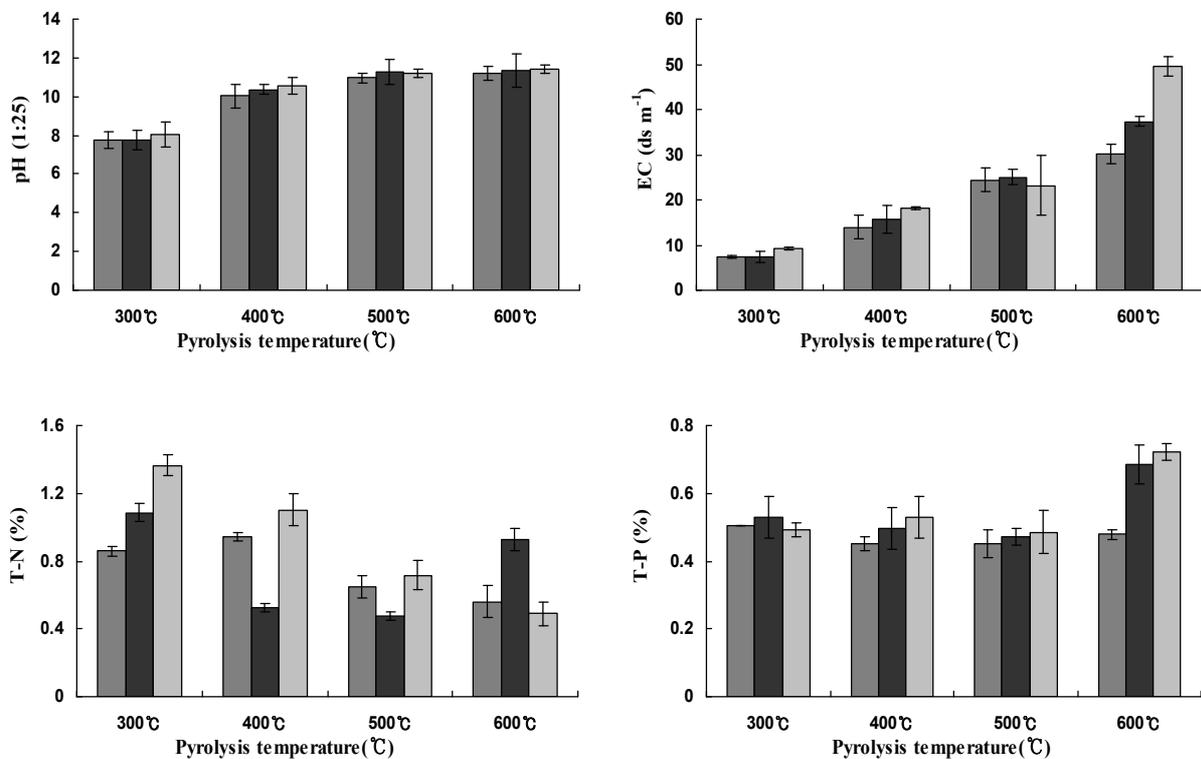


Fig. 3-76. 온도 및 시간에 따른 담뱃대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■; 4시간, ■; 5시간, □; 6시간)

(라) 고춧대

온도 및 시간에 따른 고춧대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-77에서 보는 것과 같다. pH는 다른 부산물들과 달리 300°C부터 pH가 증가하기 시작하여 온도가 400°C에서는 일정한 pH를 유지하였다. 원시료의 pH 6.46에 비해 biochar의 pH 범위는 9.83-10.89였다. EC의 경우는 고춧대 원시료의 EC는 23.05 dS m⁻¹로 매우 높은 함량을 보였고, 300°C에서 열분해 후 급격히 증가하는 경향을 나타냈으며, 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이였다. 또한 600°C, 5시간에서 151 dS m⁻¹로 가장 높은 함량을 보였다. T-N의 경우는 300°C에서 4시간 및 5시간에서는 비슷한 함량을 보였으나, 6시간에서는 증가하는 경향이였고, 400°C에서는 300°C에 비해 약간 증가하는 경향이였으나 500°C부터는 다시 감소하는 경향이였다. T-P의 함량은 원시료의 경우 0.44%였으며, biochar의 경우는 0.43-0.53%의 범위로 온도와 시간에 따라 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다.

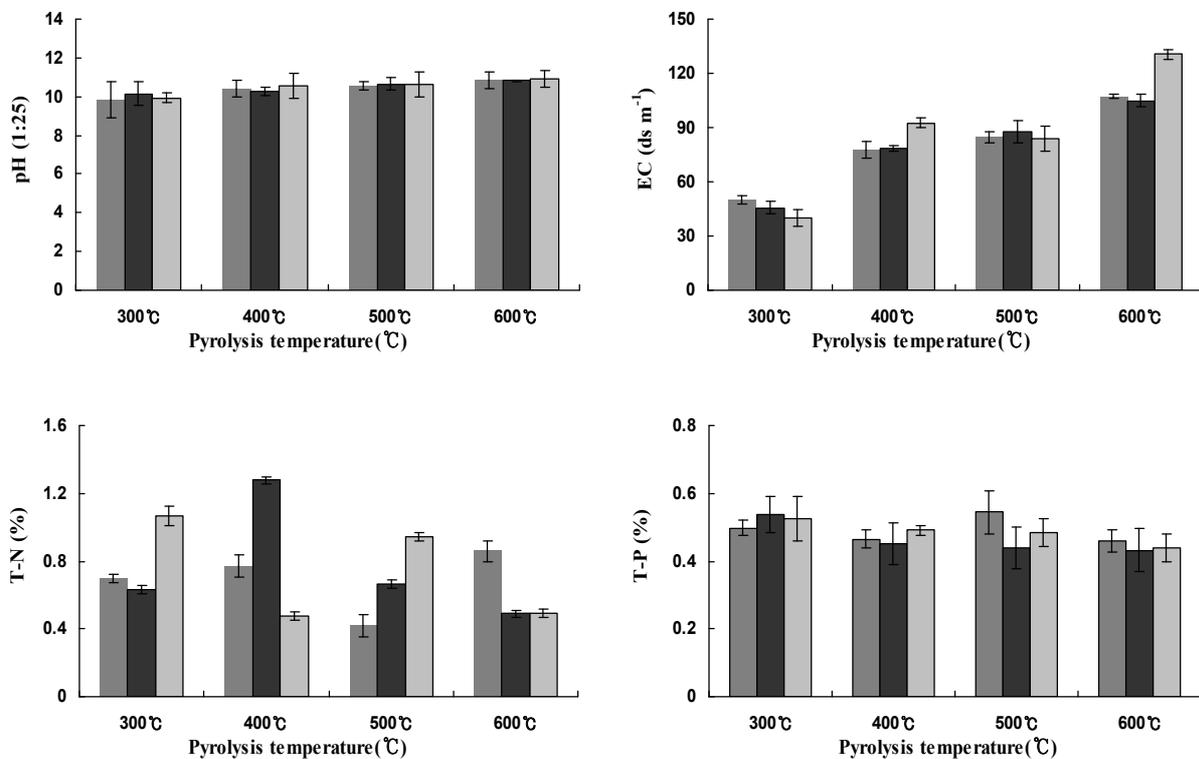


Fig. 3-77. 온도 및 시간에 따른 고춧대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■; 4시간, ■; 5시간, □; 6시간)

(마) 배나무 전정지

온도 및 시간에 따른 배나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-78에서 보는 것과 같다. 원시료의 pH는 7.96이었으며, 온도가 300, 400, 500 및 600°C로 증가함에 따라 각각 8.94, 9.29, 9.32 및 10.08로 점점 증가하는 경향이였다. 또한 시간에 따른 pH 변화는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. EC는 온도가 증가하면서 점점 증가하는 경향이였고, 가열시간이 증가함에 따라서도 증가하는 경향이였다. 원시료의 EC는 1.12 dS m⁻¹이었는데 600°C에서 6시간 열분해한 biochar의 EC는 14.7 dS m⁻¹로 14배정도 증가하였다. 이는 열분해 과정동안 유기물의 분해 및 수분 증발을 통한 염류가 집적됨에 따라 EC가 증가한 것으로 사료된다. T-N의 함량은 온도 및 시간이 증가함에 따라 점점 증가하는 경향을 보였고, 농업부산물 및 임산부산물의 경우는 400°C 이상에서는 T-N의 함량이 감소하였는데, 배나무 전정지 biochar의 경우는 온도가 증가할수록 계속 증가하는 경향이였다. 600°C, 4시간 biochar의 T-N의 함량은 1.47%이였다. T-P의 함량은 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이였고, 시간이 증가함에 따라서도 증가하는 경향이였다. 원시료의 T-P의 함량은 0.85%이였고, 300, 400, 500 및 600°C, 6시간에서 T-P의 함량은 각각 0.54, 1.40, 1.43 및 1.74%이였다

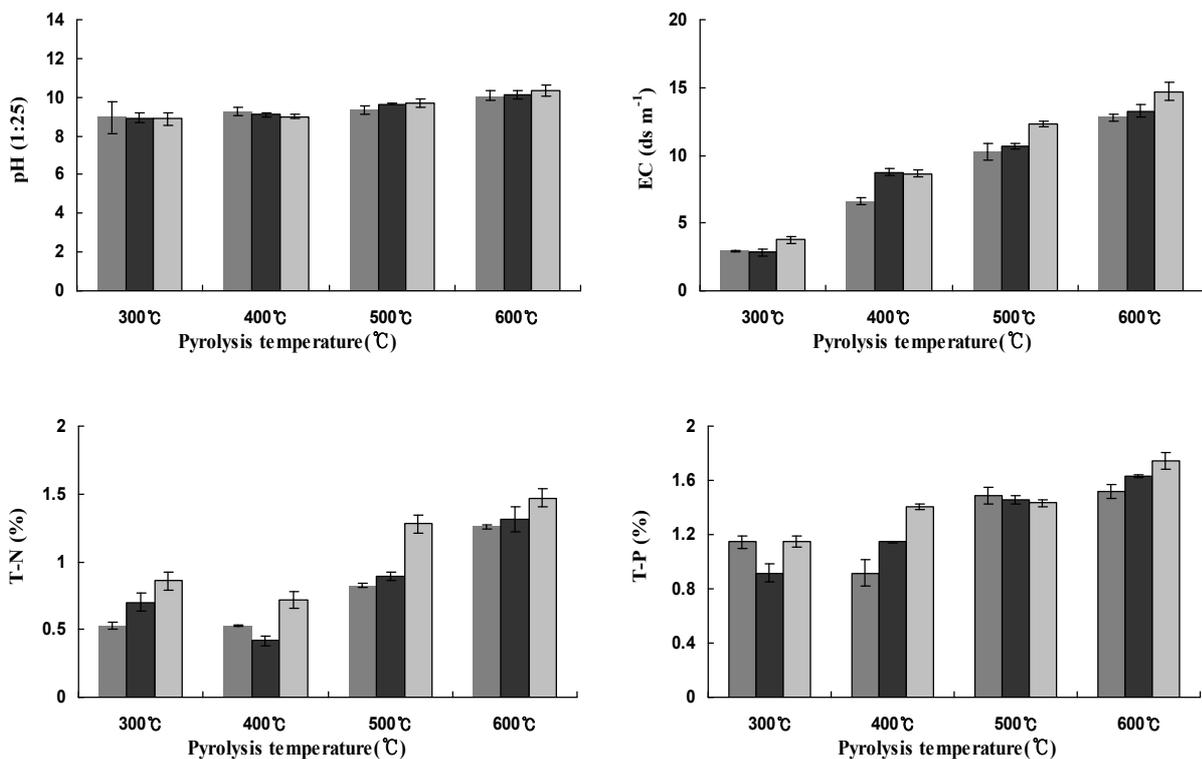


Fig. 3-78. 온도 및 시간에 따른 배나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(바) 복숭아나무 전정지

온도 및 시간에 따른 복숭아나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-79에서 보는 것과 같다. pH의 경우 300℃에서는 원시료와 비교했을 때 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였으나, 열분해온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이었으며, 600℃, 6시간에서는 10.5로 원시료의 8.02에 비해 높았다. 또한 시간에 따른 pH는 각 온도에서 별 다른 차이 없이 유사한 경향을 나타냈다. EC는 원시료가 0.95 dS m⁻¹였으며, 300, 400, 500 및 600℃, 4시간에는 각각 2.75, 7.98, 9.82 및 17.5 dS m⁻¹, 5시간에서는 각각 2.3, 8.0, 14.5 및 18.7 dS m⁻¹, 6시간에서는 각각 3.37, 8.32, 11.5 및 26.0 dS m⁻¹로 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 시간에 지남에 따라서도 약간씩 증가하는 경향이였다. 복숭아나무 전정지 biochar의 T-N의 함량은 온도가 증가함에 따라 원시료에 비해 약간 증가하는 경향이였으며, 500℃ 이상 부터는 약간씩 감소하는 경향이였다. 시간에 따른 biochar의 T-N 함량은 600℃에서 약간씩 감소하는 경향이였다. 농업부산물 및 임산부산물의 T-N과 동일한 경향으로 저온에서는 약간 증가하는 경향이였고, 고온에서는 다시 감소하는 경향이였다. T-P의 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이였고, 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.

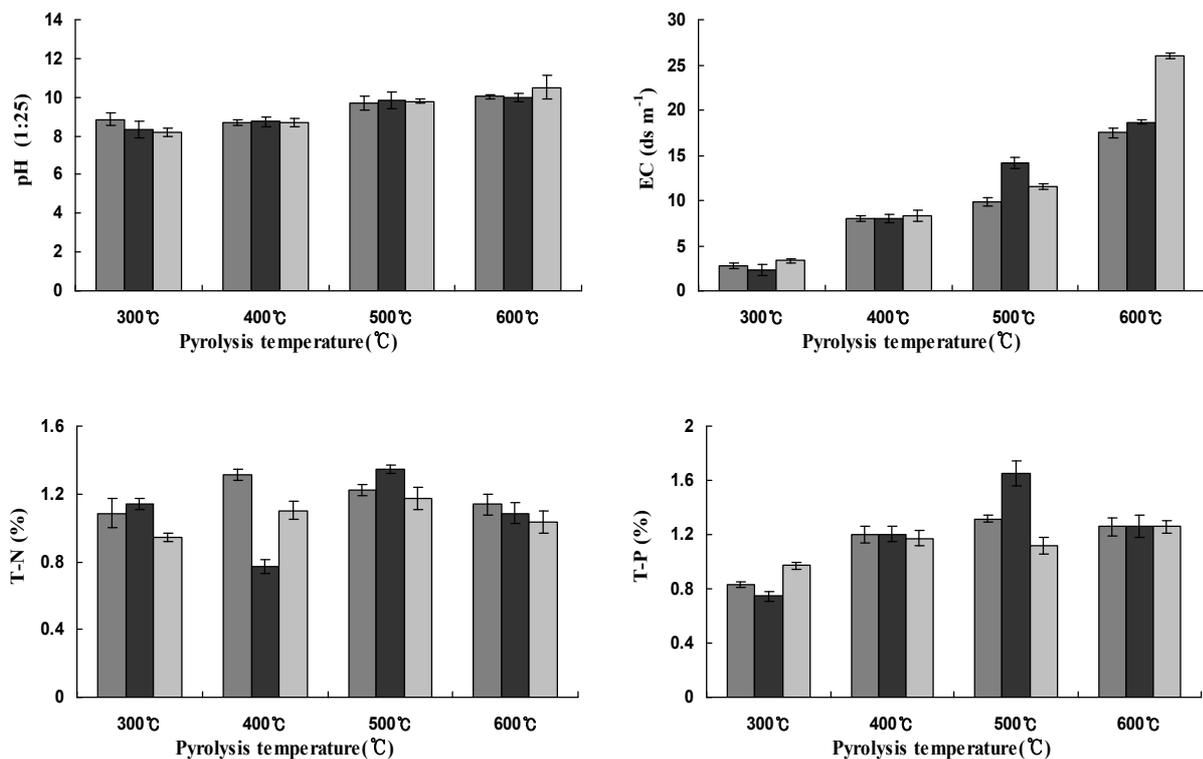


Fig. 3-79. 온도 및 시간에 따른 복숭아나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(사) 사과나무 전정지

온도 및 시간에 따른 사과나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-80에서 보는 것과 같다. pH의 경우 300℃에서는 원시료와 비교 했을때 비슷한 함량을 보였으나, 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이였다. 다른 농업부산물의 경우에 초기 300℃부터 급격히 증가하는 경향이었는데, 사과나무 전정지 biochar의 경우에는 원시료와 비슷한 함량을 보였다. 사과나무 전정지 biochar의 시간에 따른 pH 변화는 각 온도에서 별다른 차이 없이 비슷한 경향이였다. EC는 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이였으며, 각 온도별 6시간에서 EC는 각각 2.85, 5.60, 5.82, 12.75 ds m⁻¹이었으며, 원시료의 1.12 ds m⁻¹에 비해 매우 증가하였다. 시간에 따른 EC는 각 온도에서 별다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다. T-N 함량은 Fig. 3-80에서 보는 것과 같이 300, 400 및 500℃로 증가함에 따라 증가하는 경향이였고, 6시간에서 각각 0.45, 0.42 및 0.85%로 원시료에 비해 매우 증가하는 경향이였으나, 600℃에서는 원시료에 비해 증가하는 경향이나 그 증가폭이 크지 않았다. T-P의 함량은 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이였고, 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향을 나타냈다.

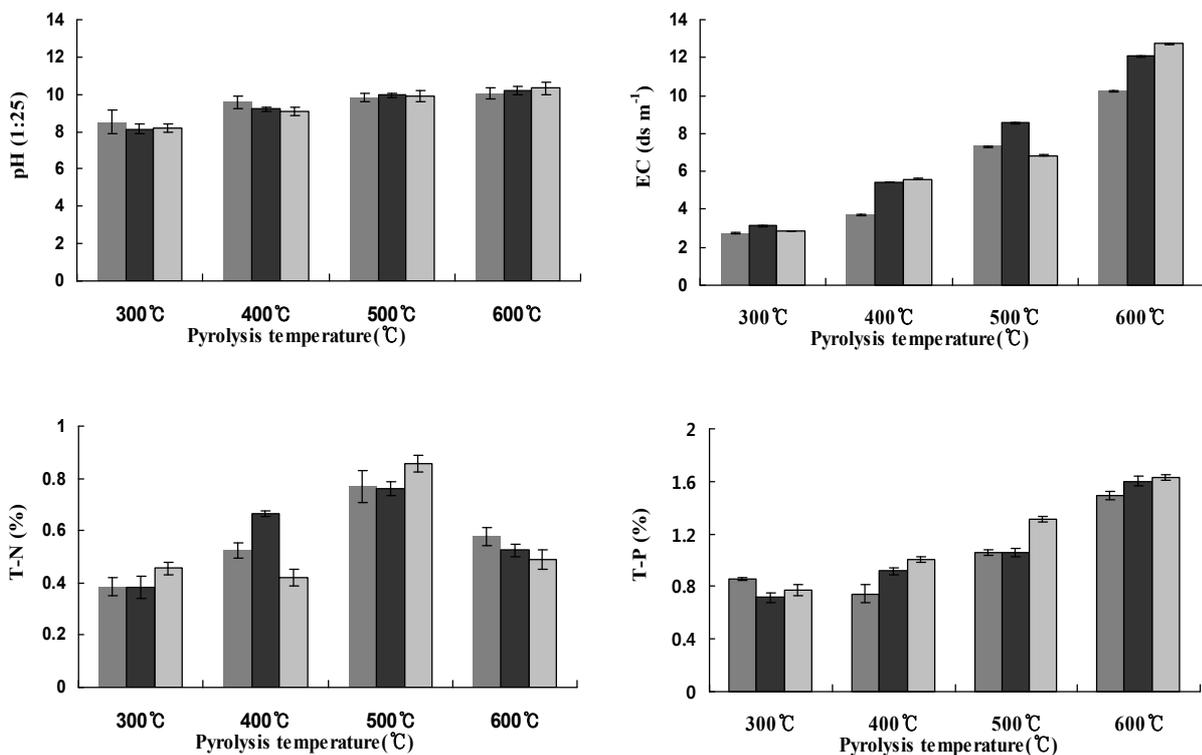


Fig. 3-80. 온도 및 시간에 따른 사과나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(아) 감나무 전정지

온도 및 시간에 따른 감나무 전정지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-81에서 보는 것과 같다. pH의 경우 300°C에서는 원시료와 비교 했을때 별 다른 차이 없이 7.5-8.1의 범위로 중성부근이었으며, 400°C 이상부터는 점점 증가하여 10정도로 매우 높아졌다. 원시료의 EC는 0.95 dS m⁻¹이었으며, 300, 400, 500 및 600°C에서 4시간의 경우 각각 3.82, 6.82, 10.57 및 14.25 dS m⁻¹, 5시간의 경우 4.40, 7.32, 10.75 및 16.62 dS m⁻¹, 6시간의 경우 3.25, 8.00, 10.88 및 17.45 dS m⁻¹로 온도가 증가함에 따라서는 급격히 증가하는 경향이었고, 시간에 따라서는 약간 증가하는 경향이였다. T-N의 함량은 초기 300°C에서는 원시료와 비슷한거나 약간 낮은 함량을 보였는데 400, 500 및 600°C에서는 약간씩 증가하는 경향이였다. 또한 400°C 이상부터는 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다. 시간에 따른 T-N의 함량은 각 온도에서 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. T-P의 함량은 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이였고, 300°C에서 원시료에 비해 높게 증가하였으며, 500°C에서 높게 증가하는 경향이였으나, 각 온도별 시간에 따른 biochar의 T-P 함량은 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.

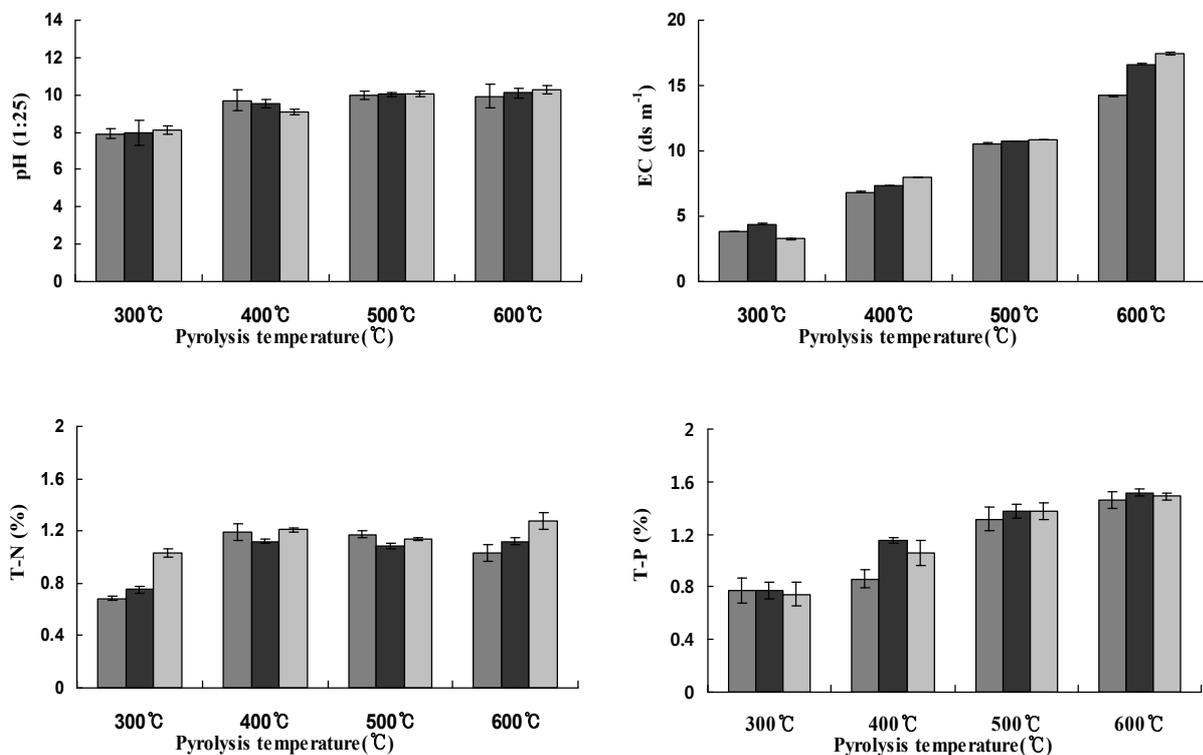


Fig. 3-81. 온도 및 시간에 따른 감나무 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(2) 임산부산물

(가) 솔방울

온도 및 시간에 따른 솔방울 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-82에서 보는 것과 같다. 솔방울 biochar의 pH는 기존의 농업부산물들과는 달리 pH에 변화에는 큰 변화가 없는 것을 확인할 수가 있었고, 온도와 시간에 따라서도 별 다른 영향이 없었다. 원시료와 열분해 후의 pH 범위는 6.02-7.85로 중성에 근접하였다. EC는 원시료의 경우 0.24 dS m^{-1} 였으며, 300°C, 6시간에서는 0.72 dS m^{-1} 로 급격히 증가하였고, 400°C, 500°C에서는 점점 더 증가하여, 최종 600°C, 5시간에서는 2.12 dS m^{-1} 로 원시료에 비해 10배 높았다. 300°C를 제외하고는 시간에 따라서는 별 차이 없이 비슷하였으나, 300°C에서는 6시간에서 가장 높았다. T-N의 함량은 원시료의 경우 0.15%인 것에 비해 온도가 증가함에 따라 300°C (3.85%) \approx 400°C (3.85%) > 500°C (3.67%) > 600°C (2.95%)순으로 원시료에 비해서는 증가하였지만 온도가 증가함에 따라 약간씩 감소하는 경향이였다. 그리고 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다. T-P의 경우에는 원시료에 비해서는 약간 증가하는 경향이었고, 열분해온도에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였으며, 시간에 따라서도 별 차이 없이 비슷한 함량을 보였다.

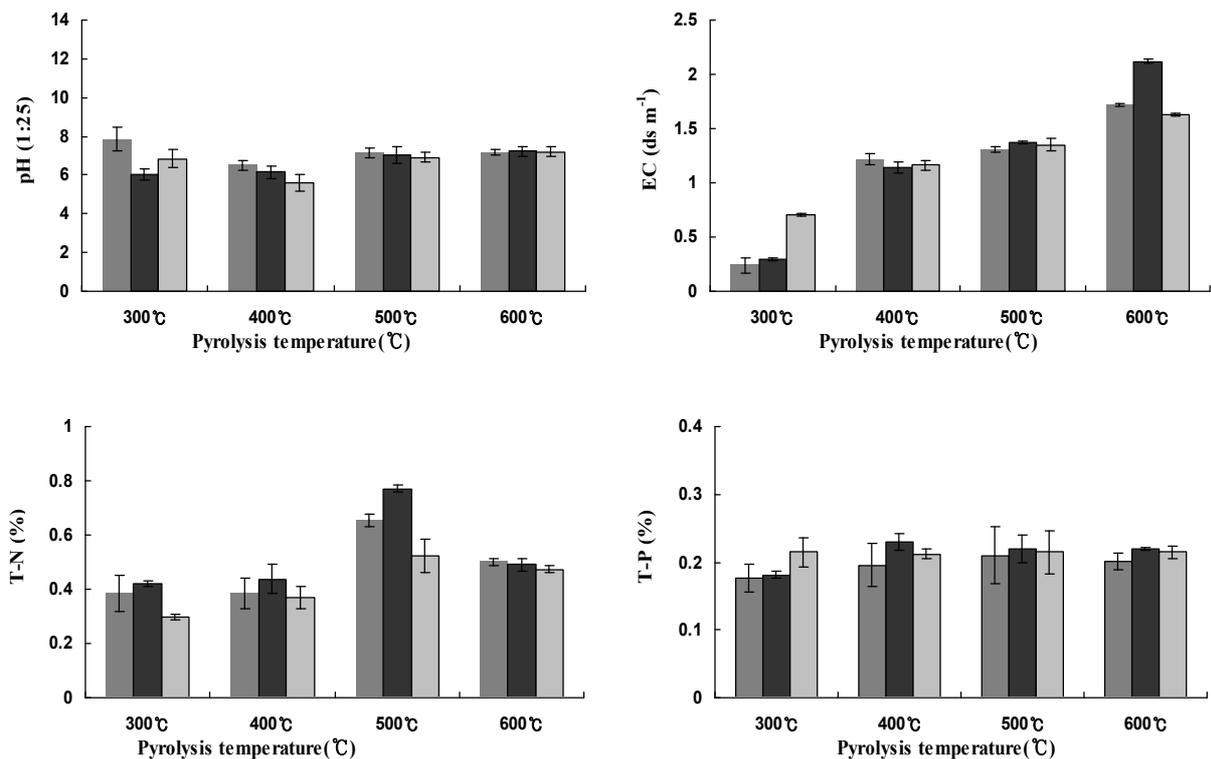


Fig. 3-82. 온도 및 시간에 따른 솔방울 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(나) 솔잎

솔잎의 온도 및 시간에 따른 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P함량은 Fig. 3-83에서 보는 것과 같다. 솔잎 biochar의 pH는 300℃에서는 원시료에 비교했을 때 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였으나, 온도가 증가함에 따라 pH도 점점 증가하는 경향이였다. EC 함량은 300℃의 경우는 원시료인 0.95 ds m⁻¹에 비해 1.3-1.95 ds m⁻¹의 범위로 약간 증가하는 경향이였으나, 400℃ 부터는 급격히 증가하여 600℃, 6시간의 경우 39.5 ds m⁻¹로 원시료에 비해 매우 증가한 경향으로 나타났다. 이와 같은 이유는 biochar 제조과정에서 유기물이 감소한 만큼 염류의 농도는 증가한 것으로 사료된다. T-N 함량은 온도에 따라 큰 차이는 나타나지 않았지만, 온도가 증가함에 따라 약간 증가하는 경향이였고, 500℃부터 약간 감소하는 경향이였다. T-P의 경우는 300℃에서는 원시료와 비교했을 때 낮거나 비슷한 함량을 보였는데 400℃ 부터는 급격히 증가하는 경향이였고, 500℃ 부터는 그 증가폭이 크지 않았다. 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였다. T-N과 T-P를 비교했을 때, T-N의 경우는 온도와 시간에 같이 영향을 받는 것으로 보이나 T-P의 경우는 온도에 절대적인 영향을 받았다.

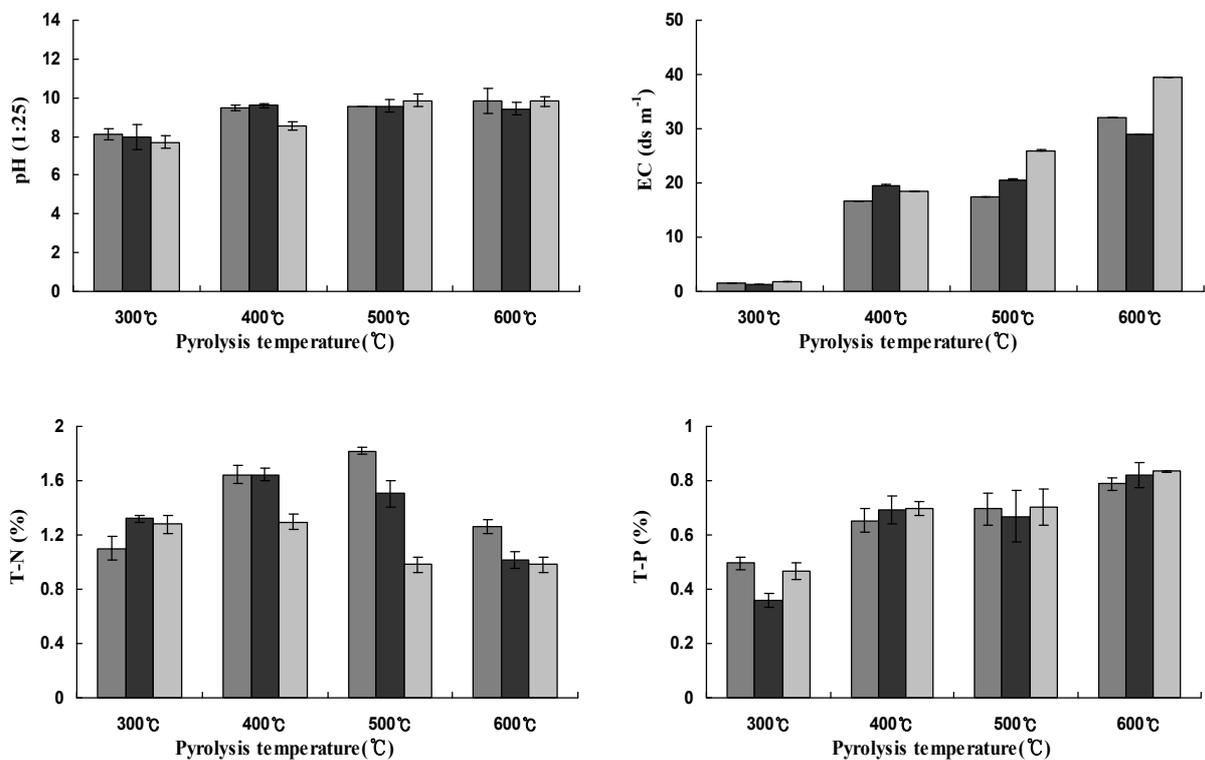


Fig. 3-83. 온도 및 시간에 따른 솔잎 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■; 4시간, ■; 5시간, □; 6시간)

(다) 벚꽃나무

온도 및 시간에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-84와 같다. pH의 경우 300℃ 및 400℃에서는 6-8의 범위로 중성부근이었으나, 온도가 그 이상으로 증가함에 따라 염기성으로 가까워졌다. 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 각 온도에서 비슷한 pH를 보였다. 농업부산물과 비교했을 때 임산부산물의 경우는 pH의 변화가 큰 폭으로 나타나지는 않았는데, 이는 농업부산물에 비해 임산부산물이 상대적으로 무기염류의 함량이 낮기 때문으로 판단된다. EC는 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 약간 증가하는 경향이었으나, 솔잎이나, 농림부산물에 비해서는 큰 차이를 나타내지 않았다. T-N의 함량은 원시료의 경우 1.13%에 비해 300℃, 6시간에서는 0.42%로 증가하였으나, 온도가 증가함에 따라 다시 약간씩 감소되는 경향이였다. T-N의 결과에서도 보듯이 낮은 온도에서는 시간이 많은 영향을 주는 것을 알 수가 있지만, 고온의 경우에는 시간과 관계없이 온도에 지배적인 영향을 받으므로, biochar는 이용목적에 맞게 온도 및 시간을 조절할 필요가 있을 것으로 판단된다. T-P의 경우는 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 T-P의 함량도 증가하는 경향이였다.

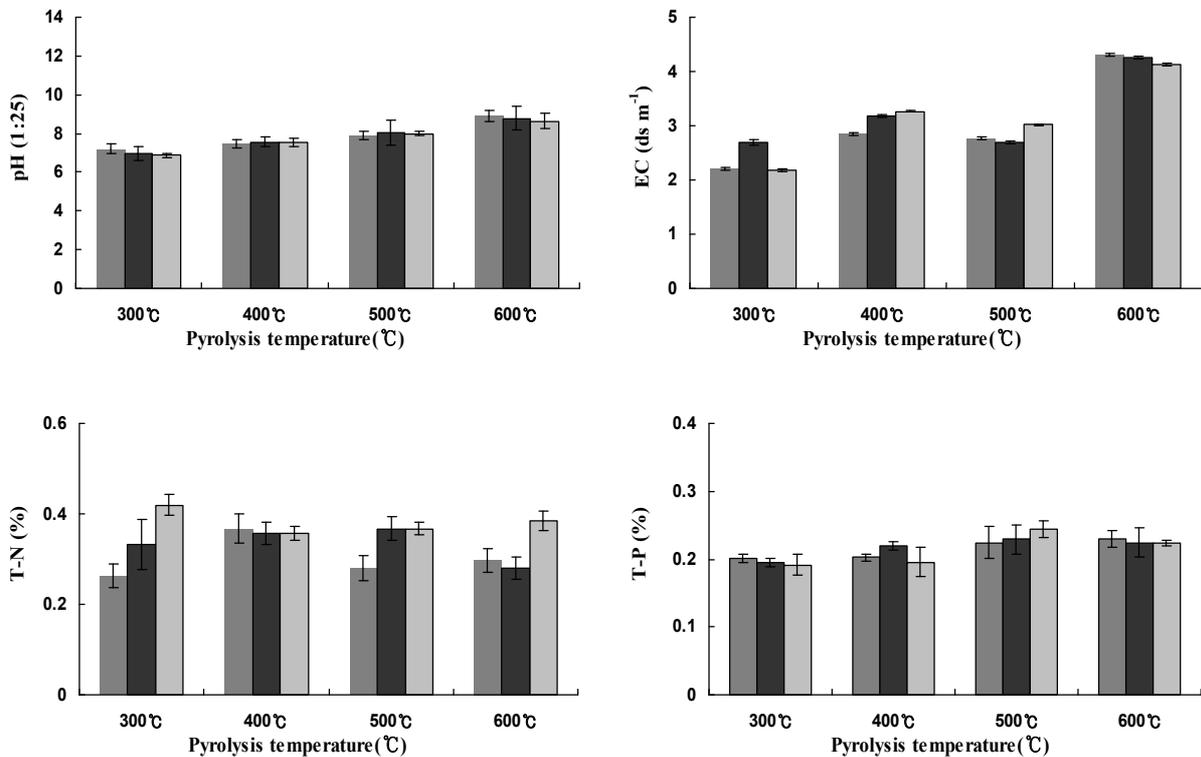


Fig. 3-84. 온도 및 시간에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(□; 4시간, ■; 5시간, ▤; 6시간)

(라) 플라타너스

온도 및 시간에 따른 플라타너스 가지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-85에서 보는 것과 같다. 원시료의 pH는 7.3이었으며, 온도가 증가함에 따라 300, 400, 500 및 600°C에서 각각 9.1, 9.1, 9.14 및 9.3으로 점점 증가하는 경향이었으며, 300°C에서 증가폭은 가장 많았다. EC는 원시료에 비해 300°C, 4시간에서는 비슷한 경향을 보였으나 온도가 증가함에 따라 EC도 증가하는 경향이었고, 각 온도별 4시간 보다 5시간에서 높았으며, 6시간에서는 다시 감소하는 경향이였다. T-N의 함량은 원시료의 경우 0.13%이었으며, 300, 400, 500 및 600°C, 6시간에서는 T-N의 함량은 각각 0.35%, 0.65%, 0.52% 및 0.36%로 원시료에 비해서는 증가하는 경향이었고, 400°C까지는 증가하는 경향이였으나 500°C부터는 다시 감소하는 경향이였다. 각 온도별 4시간 및 5시간에는 별다른 차이 없이 비슷한 함량을 보였고, 6시간에서 약간 높은 함량을 보였다. T-P함량은 원시료에 비해 온도가 증가하면 할수록 증가하는 경향이였다.

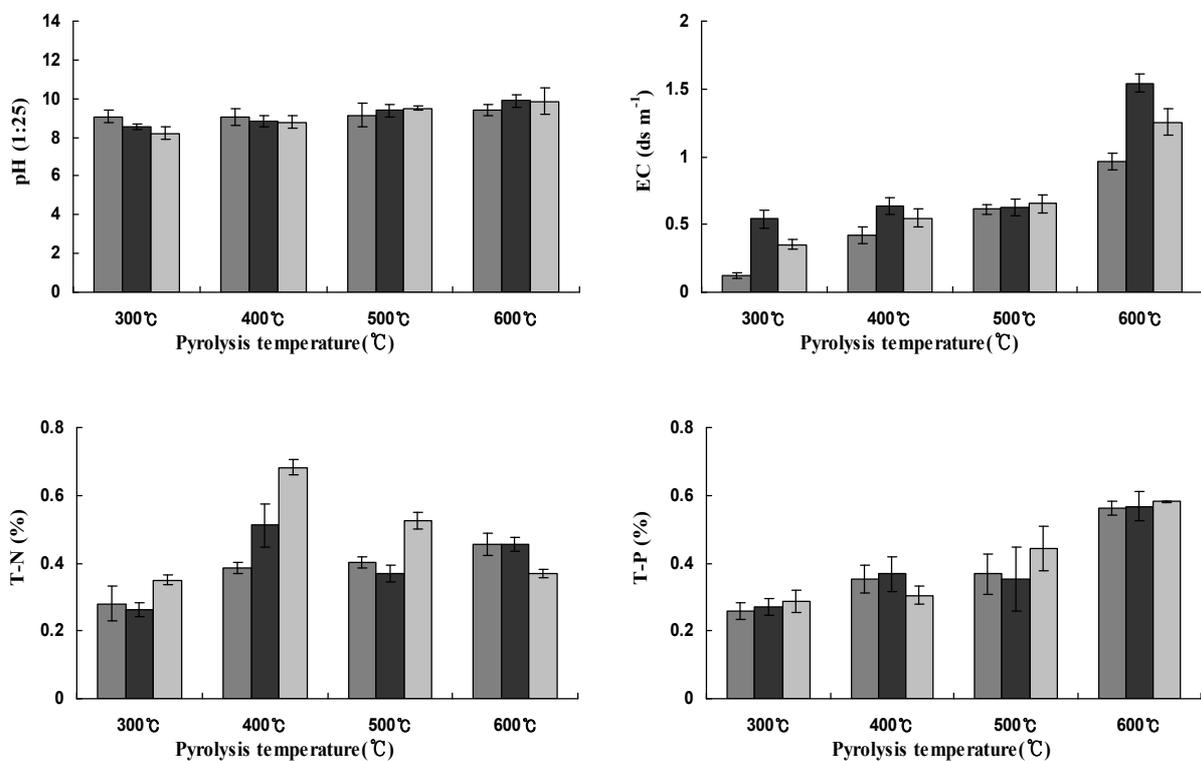


Fig. 3-85. 온도 및 시간에 따른 플라타너스 가지 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■;4시간, ■; 5시간, □;6시간)

(마) 대나무

온도 및 시간에 따른 대나무대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P는 Fig. 3-86에서 보는 것과 같다. pH의 경우 300°C에는 원시료와 비교했을 때 별다른 차이 없이 유사한 결과를 보였다. EC는 다른 부산물들과 유사한 경향으로 온도가 증가함에 따라 점점 증가하는 경향이었으며, 원시료인 2.0 ds m⁻¹에 비해 온도가 증가함에 따라 300, 400, 500 및 600°C, 4시간에서 각각 4.8, 5.1, 15.4 및 20.6 ds m⁻¹로 500°C에서 급격히 증가한 것을 확인 할 수가 있다. T-N의 함량은 온도가 증가함에 따라 원시료에 비해 점점 증가하였지만 400°C, 6시간 이후부터는 다시 감소하는 경향을 나타냈다. T-P 함량은 원시료에 비해 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 시간에 따른 T-P 함량은 별 다른 차이 없이 유사한 경향을 나타냈지만, 500°C에서는 시간이 증가함에 따라 감소하고, 600°C에서는 증가하는 경향이였다. 이는 열분해 온도 및 시간에 따른 영향보다는 시료 부위별에 따른 영향으로 판단된다.

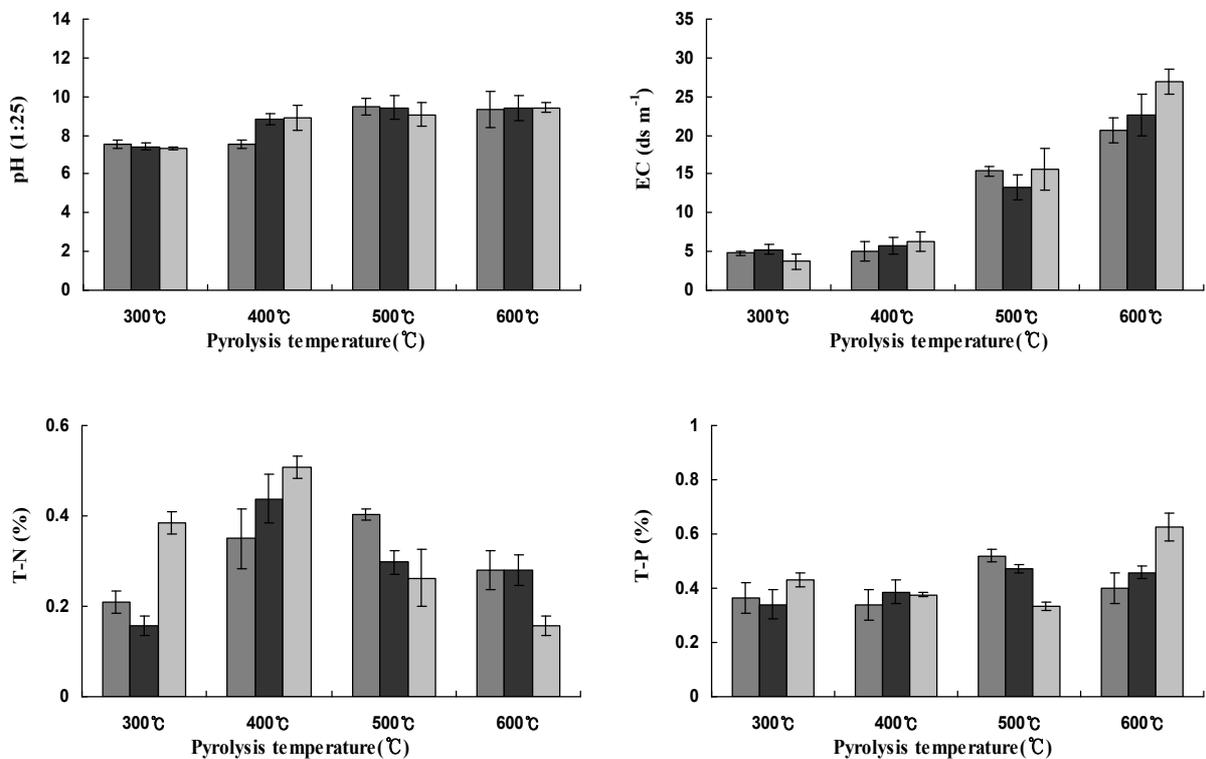


Fig. 3-86. 온도 및 시간에 따른 대나무대 biochar의 pH, EC, T-N 및 T-P 변화.

(■; 4시간, ■; 5시간, □; 6시간)

나) 농림부산물 종류별 생산된 biochar의 물리학적 특성조사

농림 부산물 종류별 생산된 biochar의 물리적 특성 조사는 상기 1)항의 화학적 특성 조사 결과를 토대로 열분해 온도 (300, 400, 500 및 600°C)에 따른 물리적인 특성 조사를 실시하였다. 물리적 특성조사는 농림 부산물 종류별 biochar의 SEM, EDS, FT-IR로 구분하여 측정하였다.

(1) 농업부산물

(가) 옥수수대

열분해 온도에 따른 옥수수대 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-87에서 보는 것과 같다. 시료의 표면은 온도가 증가할 수록 표면에 굴곡이 많이 생긴 것을 관찰 할 수가 있었고, 500°C 이상부터는 표면에 구멍이 나기 시작하면서 표면이 매우 거칠어진 상태를 확인할 수가 있었다. 600°C에서 표면의 일부분 오각형 및 육각형 고리형태와 비슷한 구조형태를 하고 있는 것을 관찰할 수가 있었다.

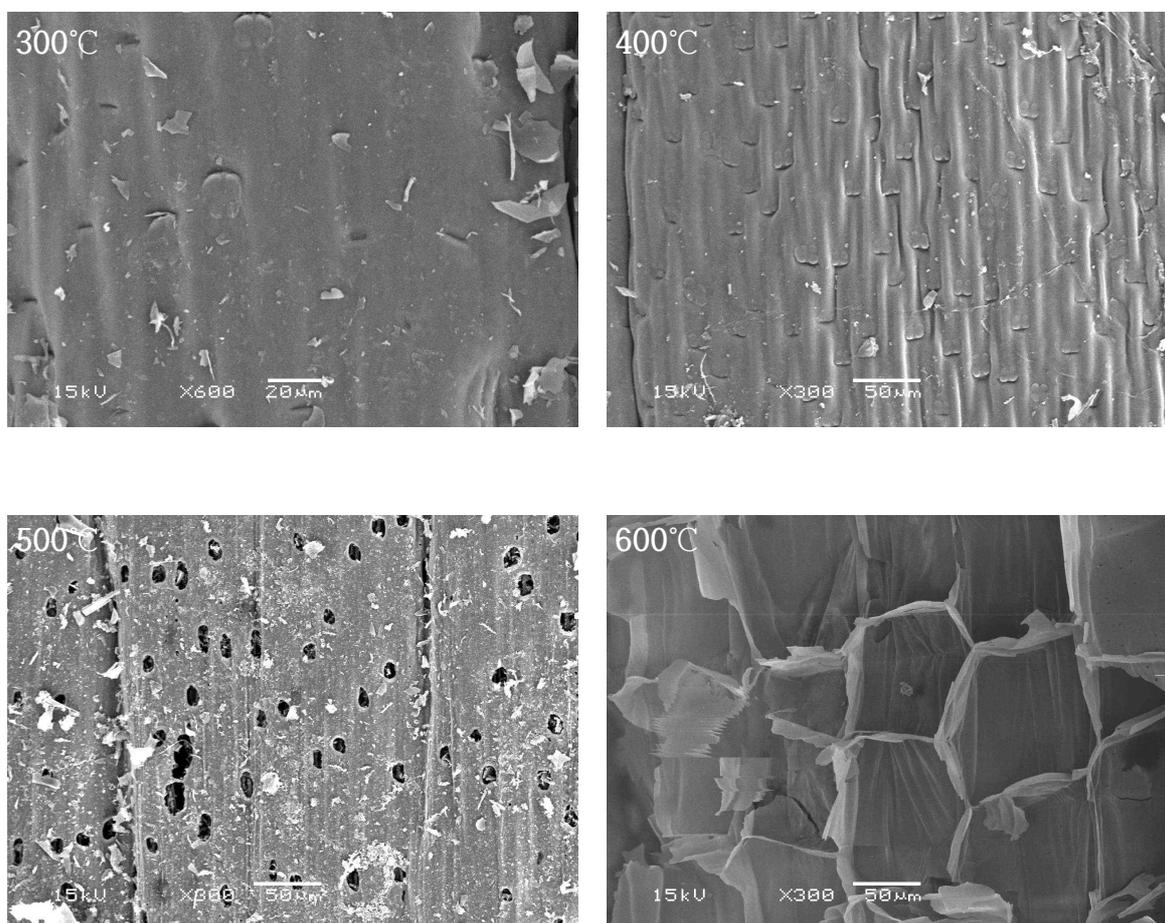


Fig. 3-87. 열분해 온도에 따른 옥수수대 biochar의 SEM 사진.

열분해 온도에 따른 옥수수대 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-88에서 보는 것과 같다. 시료의 표면에는 C, O, K 및 Si 성분이 검출되었으며, 온도가 증가함에 따라 Si 및 K의 함량이 증가하는 경향이였다.

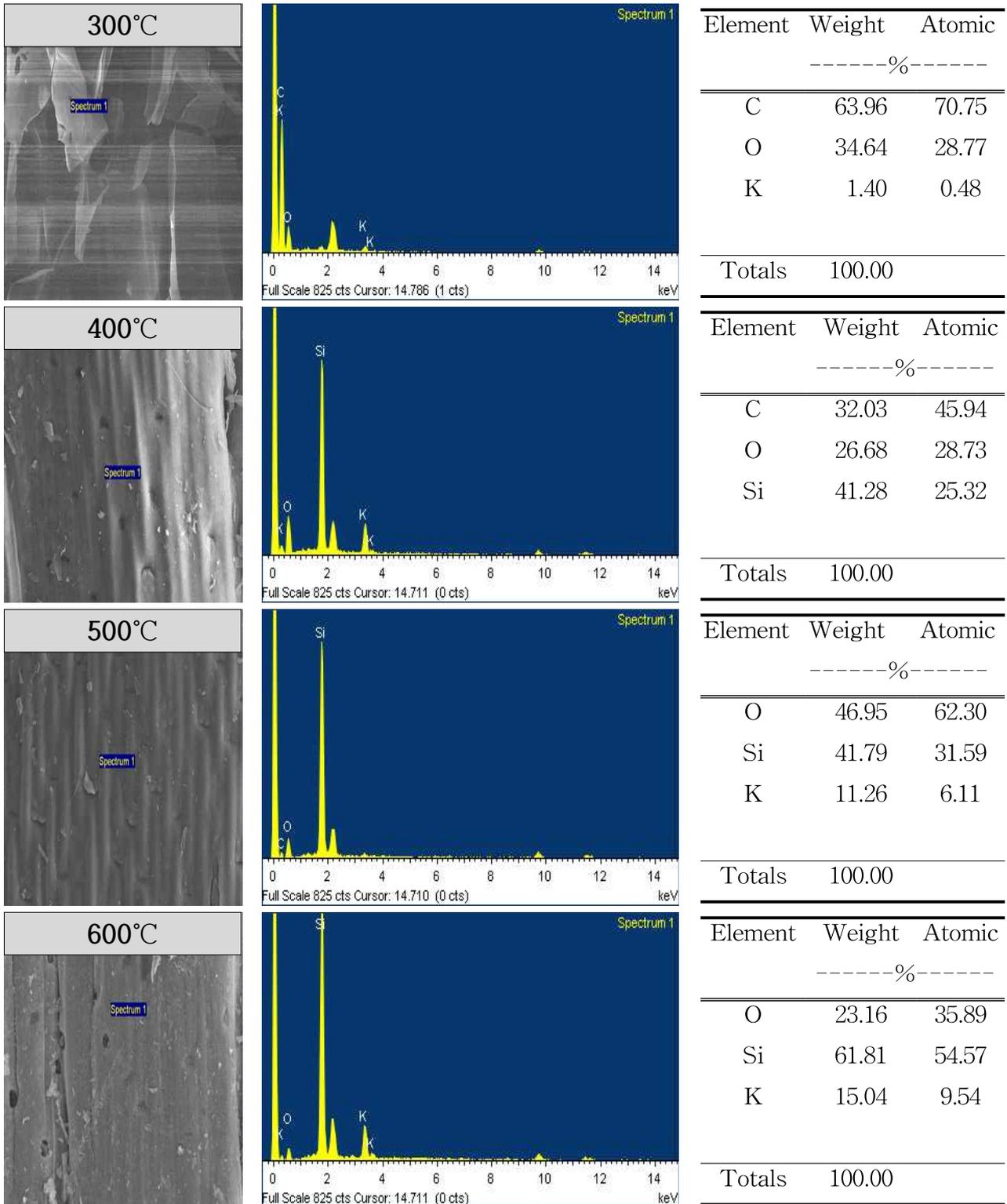


Fig. 3-88. 열분해 온도에 따른 옥수수대 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 옥수수대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-89에서 보는 바와 같다. 옥수수대의 작용기는 750 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching (Bae and Koh, 2011), $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,460\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching (Bae and Koh, 2011), $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다. 탄화온도에 따라 확인된 작용기는 같았으나 peak의 형태나 크기에서 약간의 차이가 있었다.

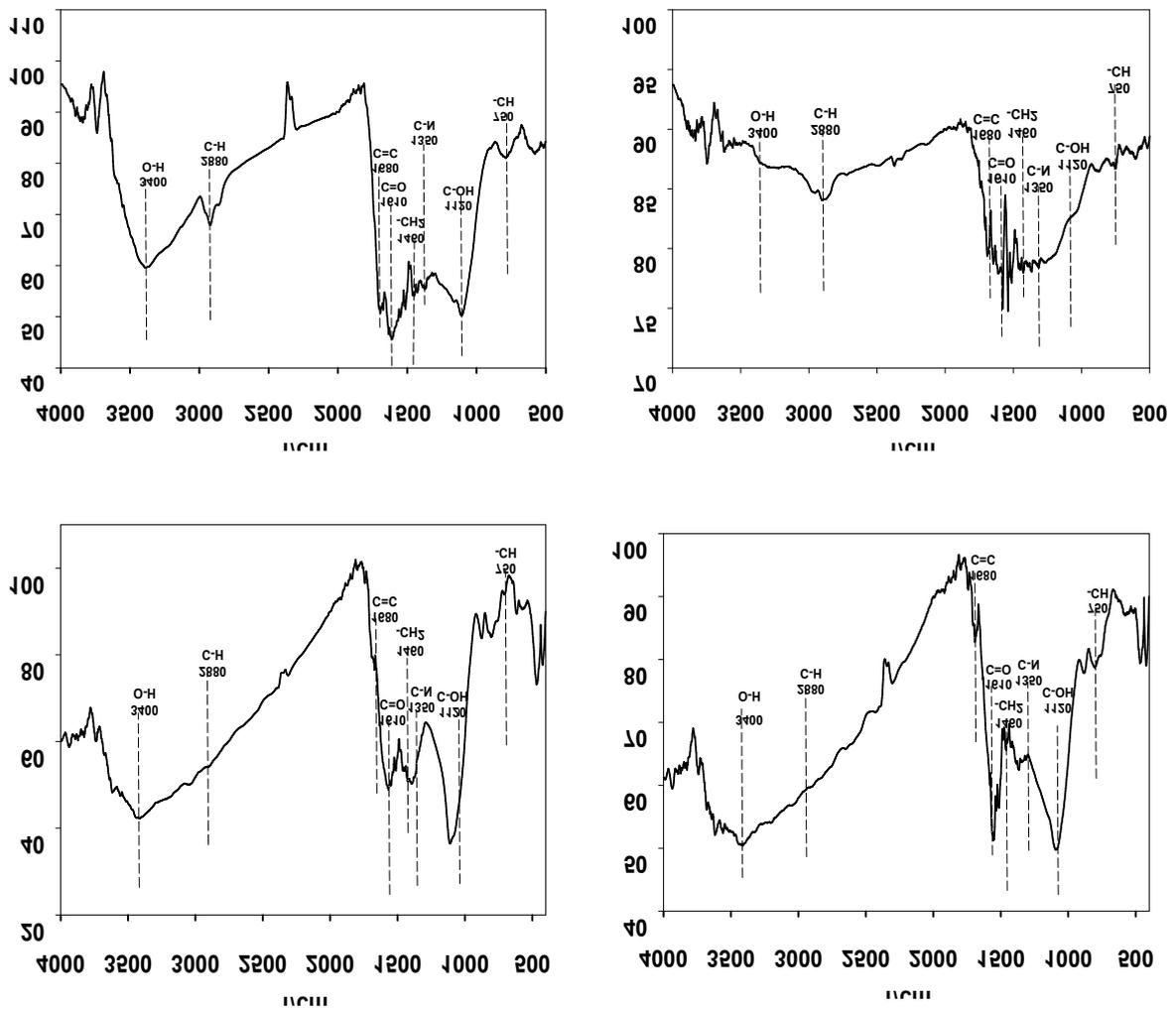


Fig. 3-89. 열분해 온도에 따른 옥수수대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(나) 참깨대

열분해 온도에 따른 참깨대 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-90에서 보는 것과 같다. 시료의 300°C에서부터 표면이 돌기가 많이 나타난 것을 확인할 수가 있었고, 400°C에서부터는 표면이 많이 열분해 됨에 따라 실과 같은 구조가 많이 관찰되었다, 500°C에서는 표면에 구멍이 많이 발생하고 표면은 매우 거칠어져 있었고, 가루형태의 미세한 입자들이 표면에 많이 붙어 있었다. 600°C에서는 표면이 일부분 벗겨짐에 따라 다공성 구조들을 확인 할 수가 있었다.

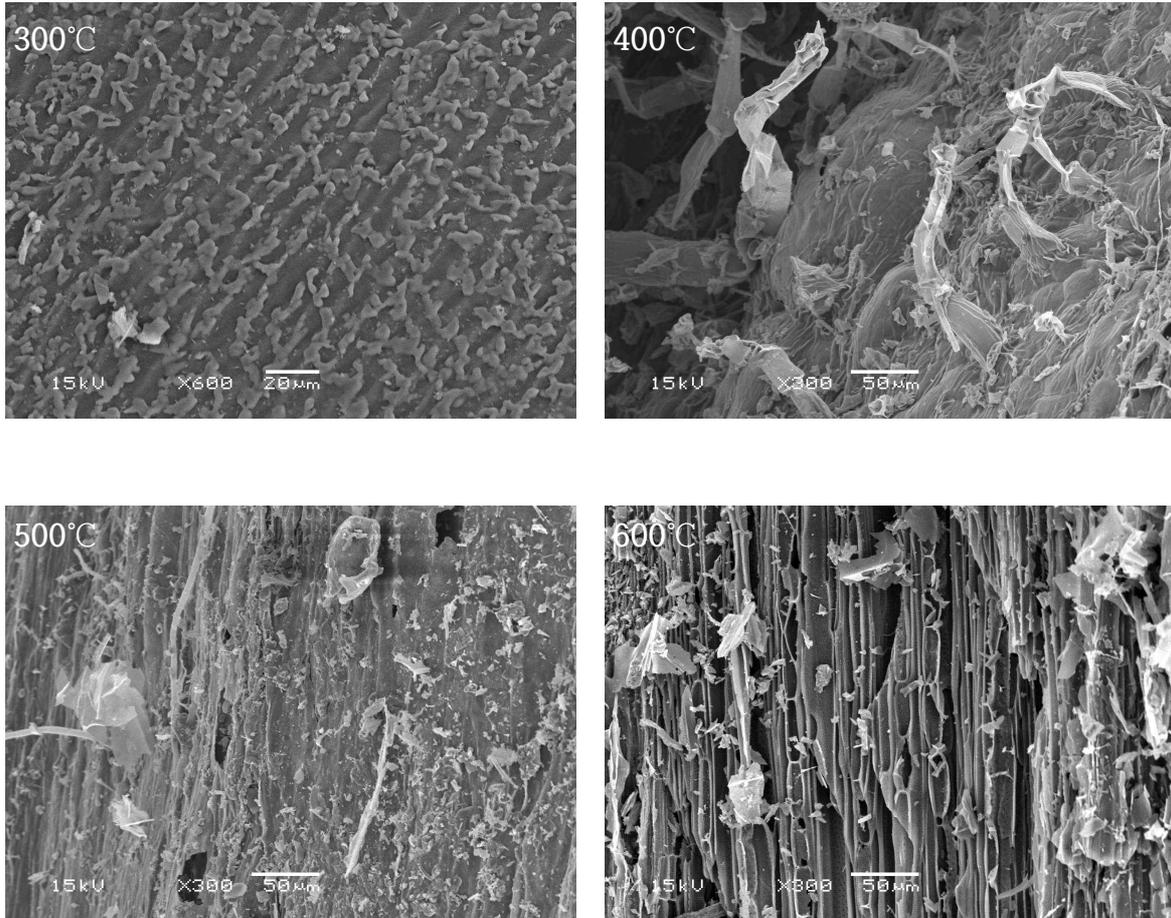
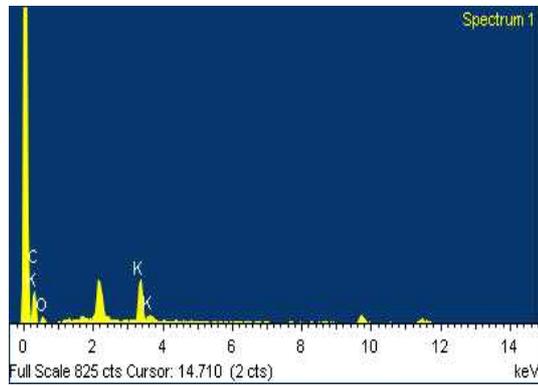
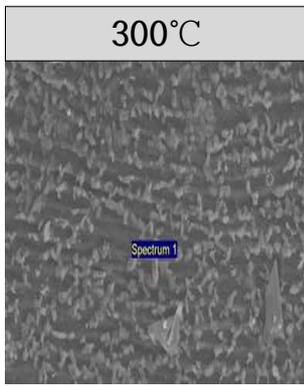
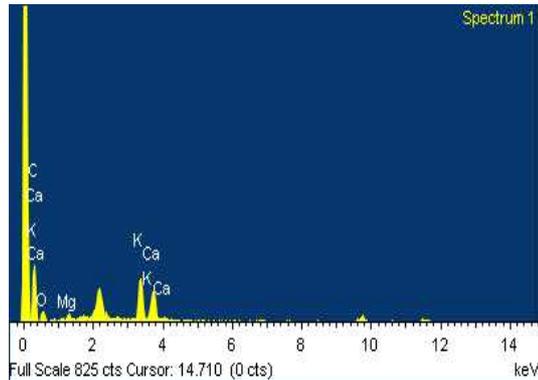
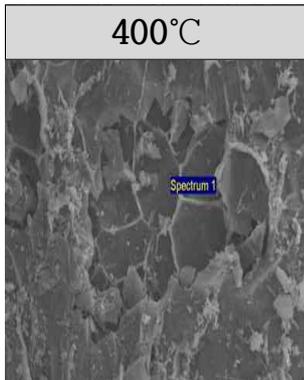


Fig. 3-90. 열분해 온도에 따른 참깨대 biochar의 SEM 사진.

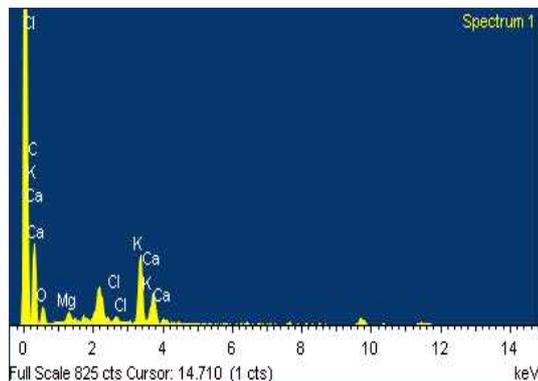
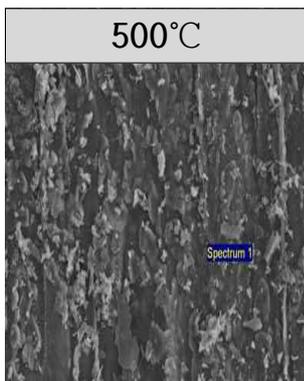
열분해 온도에 따른 참깨대 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-91에서 보는 것과 같다. 300°C에서는 C, O, K 성분이 검출되었으며, 온도가 증가함에 따라 K, Ca, Mg와 같은 무기성분 등이 검출되었다. EDS 측정결과 시료표면에서 뚜렷한 경향을 찾을 수가 없었는데, 이는 본 실험에서 동일한 시료를 사용하였다 할지라도 현미경상에서 관찰되는 미세한 점을 중심으로 무기성분 함량이 검출되기 때문에 식물의 부위마다 약간씩 차이가 있을 것으로 사료된다.



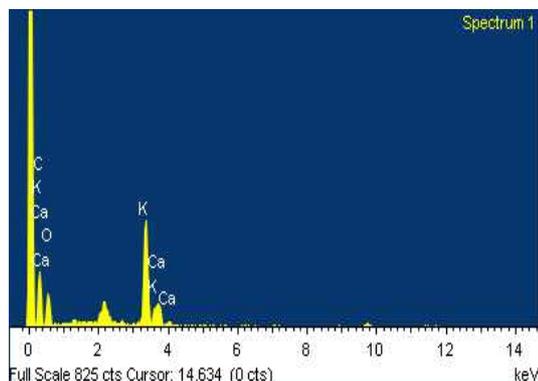
Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	21.80	32.88
O	46.23	52.36
K	25.94	12.02
Ca	6.03	2.73
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	41.71	57.40
O	29.43	30.41
K	28.86	12.20
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	38.45	55.17
O	27.21	29.31
Mg	1.99	1.41
K	17.22	7.59
Ca	15.13	6.51
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	41.97	56.98
O	30.59	31.18
Mg	1.72	1.15
Cl	1.08	0.50
K	16.01	6.68
Ca	8.64	3.51
Totals	100.00	

Fig. 3-91. 열분해 온도에 따른 참깨대 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 참깨대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-92에서 보는 바와 같다. 참깨대의 작용기는 750 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching (Bae and Koh, 2011), $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,460\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

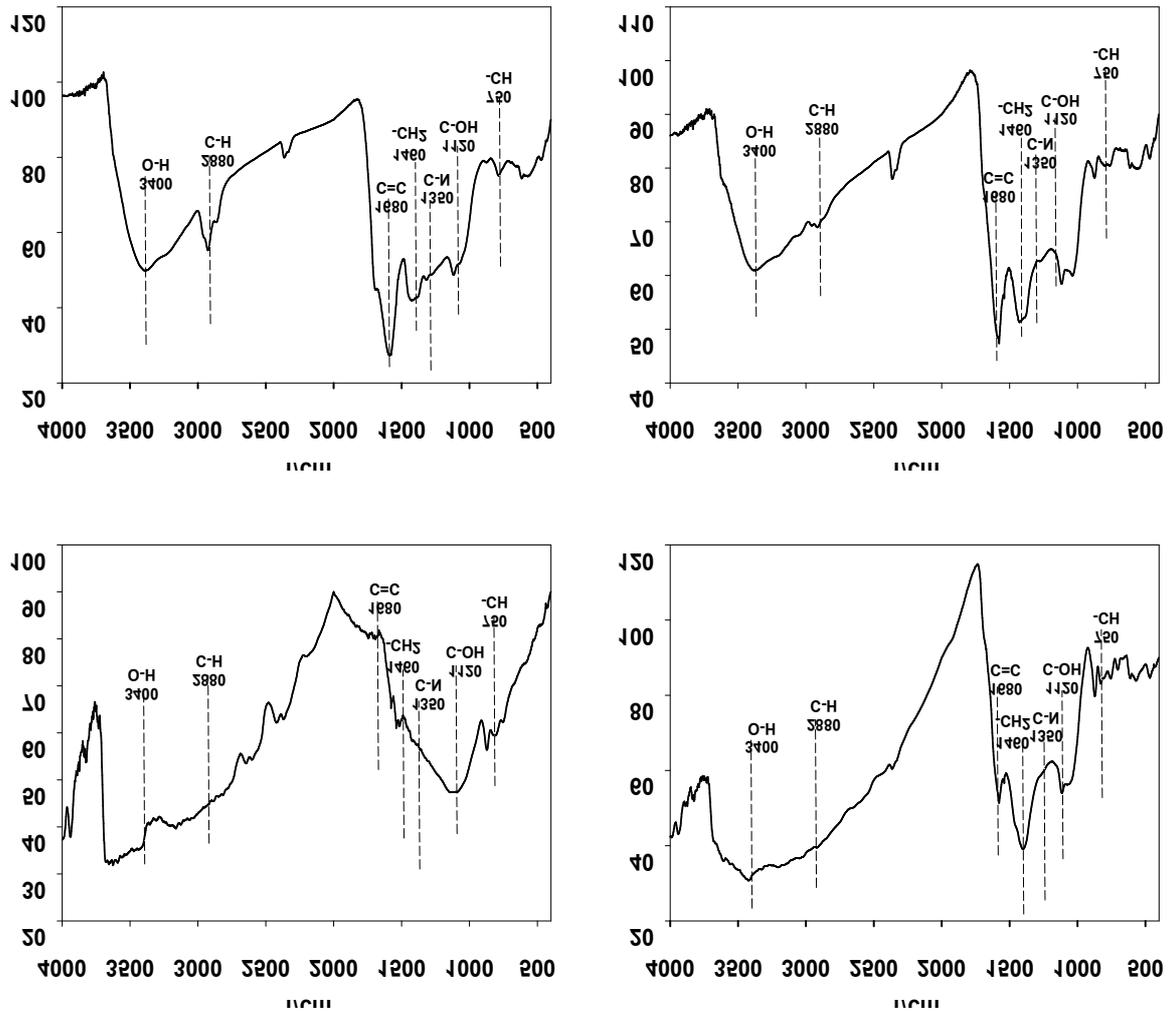


Fig. 3-92. 열분해 온도에 따른 참깨대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(다) 담뱃대

열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-93에서 보는 것과 같다. 온도가 증가함에 따라 biochar의 시료의 표면은 매우 거칠어져 있었고, 내부구조는 많이 분해된 상태로 딱딱한 표면은 400°C에서 보는것과 같이 많이 갈라진 것을 관찰할 수가 있었다. 내부형태를 보면 온도가 점점 증가함에 따라 사각형 및 오각형의 형태가 더욱더 뚜렷해지는 것을 관찰할 수가 있다.

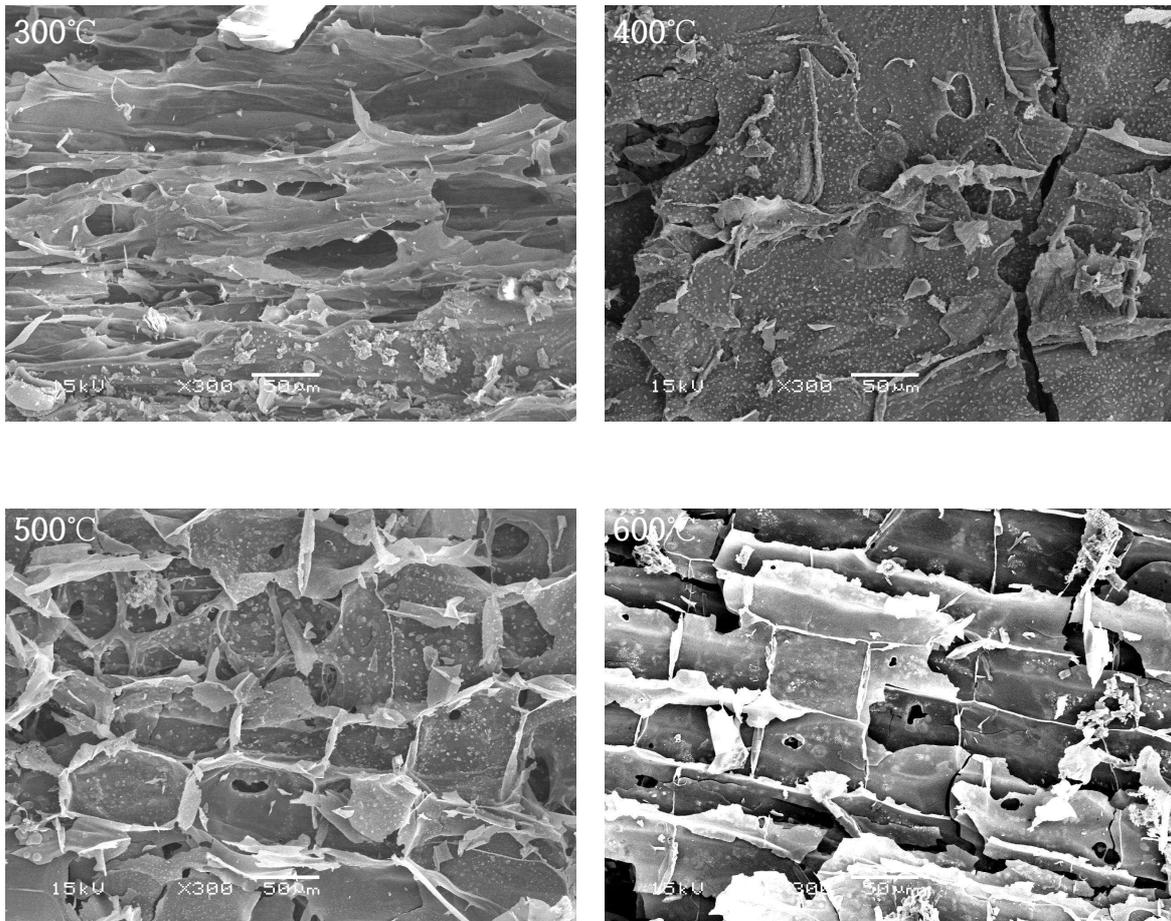
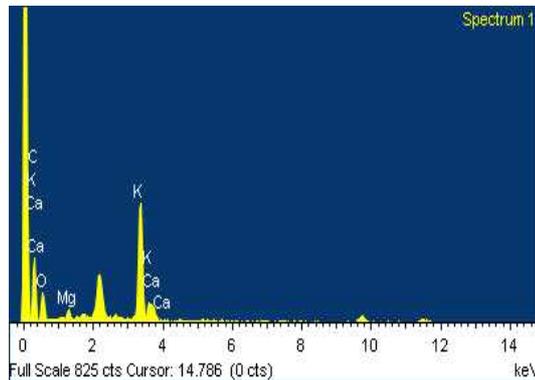
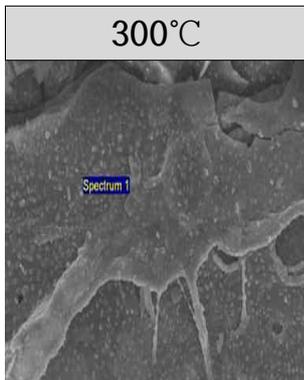
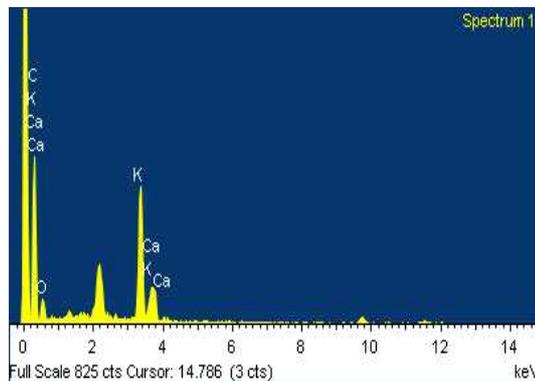
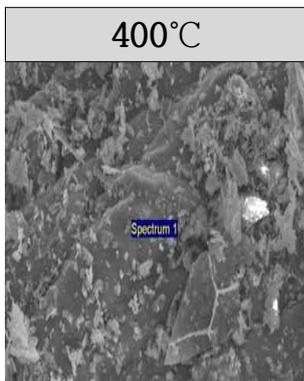


Fig. 3-93. 열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 SEM 사진.

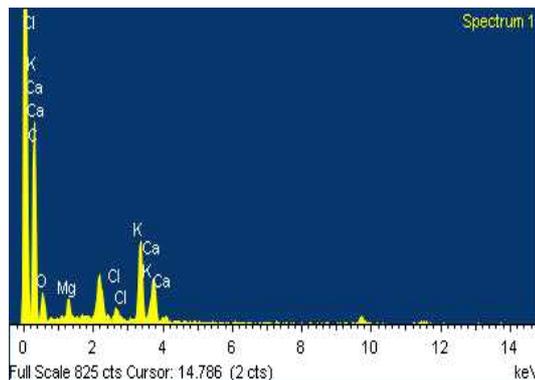
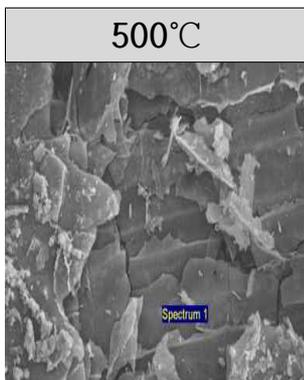
열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-94에서 보는 것과 같다. 담뱃대 표면의 탄소의 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 300, 400, 500 및 600°C에서 각각 20.97, 42.96, 54.54 및 60.19%이었다.



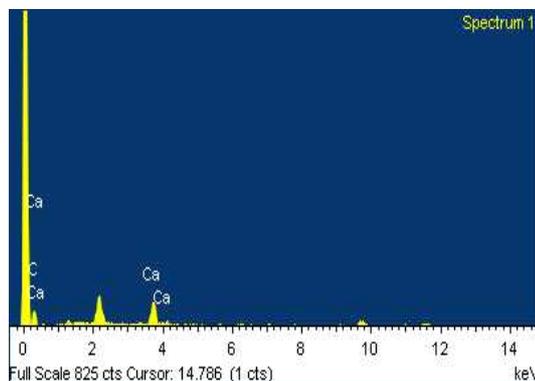
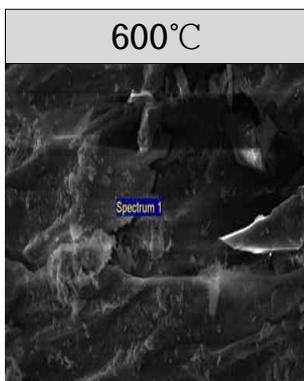
Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	20.97	32.40
O	43.00	49.88
Mg	2.25	1.72
K	31.06	14.74
Ca	2.73	1.26
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	42.96	58.98
O	27.98	28.83
K	22.29	9.40
Ca	6.78	2.79
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	54.45	67.71
O	26.27	24.53
Mg	1.78	1.09
Cl	1.19	0.50
K	10.02	3.83
Ca	6.28	2.34
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	-----%-----	
C	60.19	83.46
Ca	39.81	16.54
Totals	100.00	

Fig. 3-94. 열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 담뱃대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-95에서 보는 바와 같다. 담뱃대의 작용기는 750 cm^{-1} 에서 C-H, 1,120 cm^{-1} 에서 지방족 C-OH stretching, 1,350 cm^{-1} 에서 C-N구조가 나타났으며, 1,680 cm^{-1} 에서 방향족 C=C ring stretching, 2,880 cm^{-1} 에서 C-H가 나타났으며 3,400 cm^{-1} 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

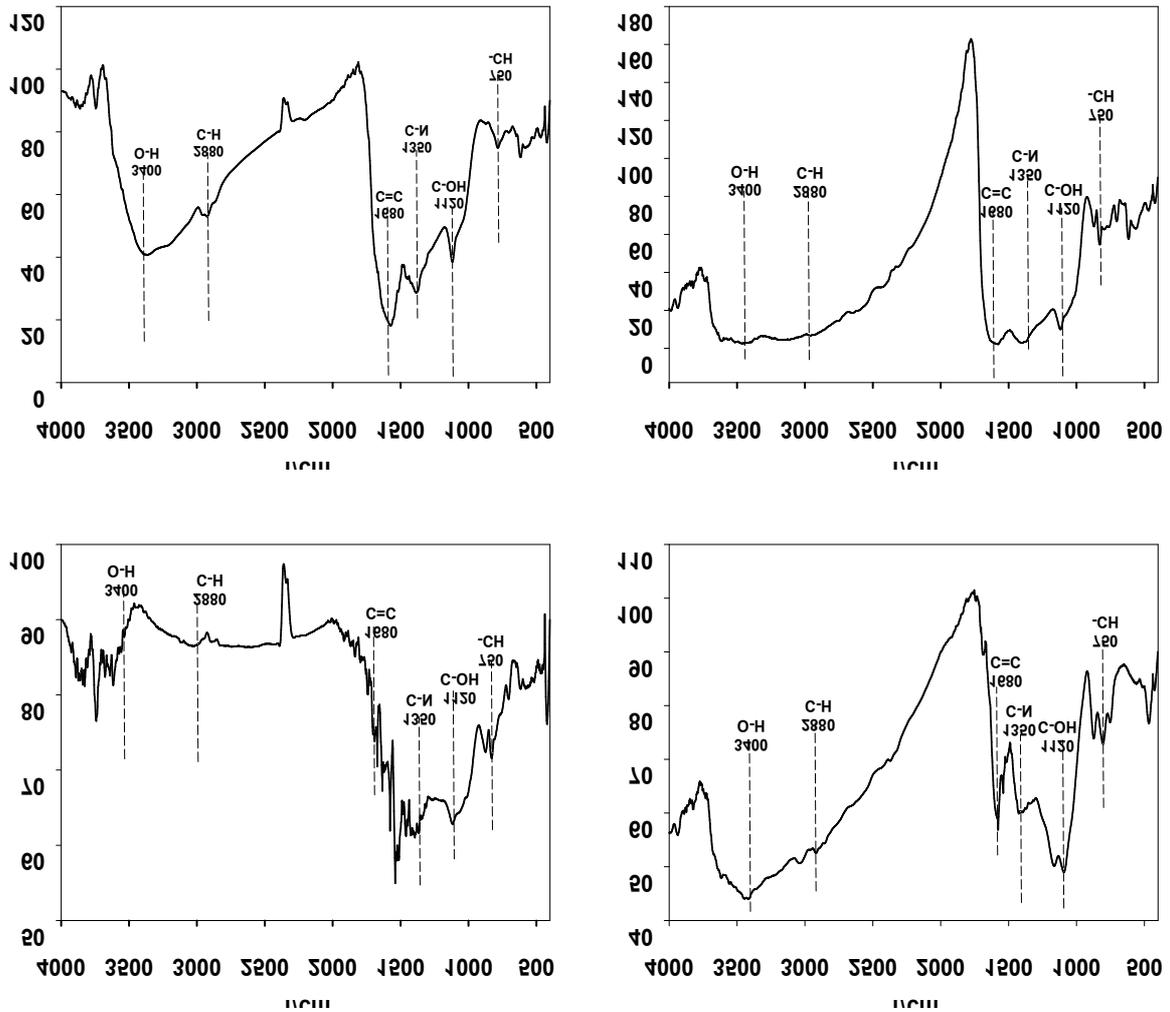


Fig. 3-95. 열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(라) 고춧대

고춧대의 열분해 온도에 따른 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-96에서 보는 것과 같이 300℃에서는 일부 표면이 열분해 되어 형태가 일그러지는 것을 관찰할 수가 있었고, 400℃에서는 표면이 제거되는 것을 관찰할 수가 있었고, 표면이 매우 거칠어져 있는 것을 확인할 수가 있었다. Biochar표면은 500℃에서 부터는 표면에 구조가 나타남에 따라 고리형태의 구조를 확인할 수가 있었고, 딱딱한 표면은 600℃와 같이 표면이 많이 갈라진 것을 관찰할 수가 있었다.

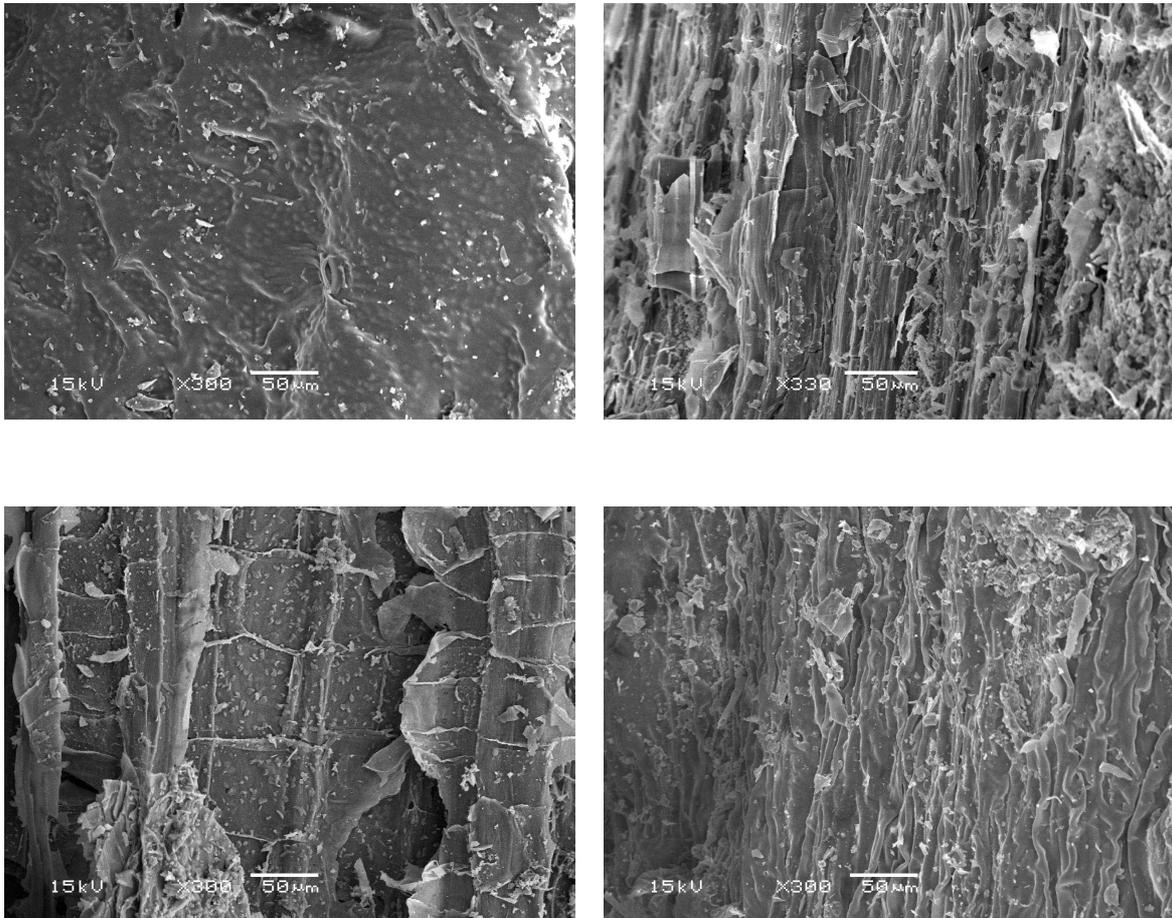


Fig. 3-96. 열분해 온도에 따른 고춧대 biochar의 SEM 사진.

열분해 온도에 따른 고춧대 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-97에서 보는 것과 같다. 고춧대 표면에는 C, O, K, Ca 및 Mg 등 대부분의 다량원소들이 표면에 집적되어 있었으며, 대부분의 시료가 탄소가 가장 높은 함량을 보였다.

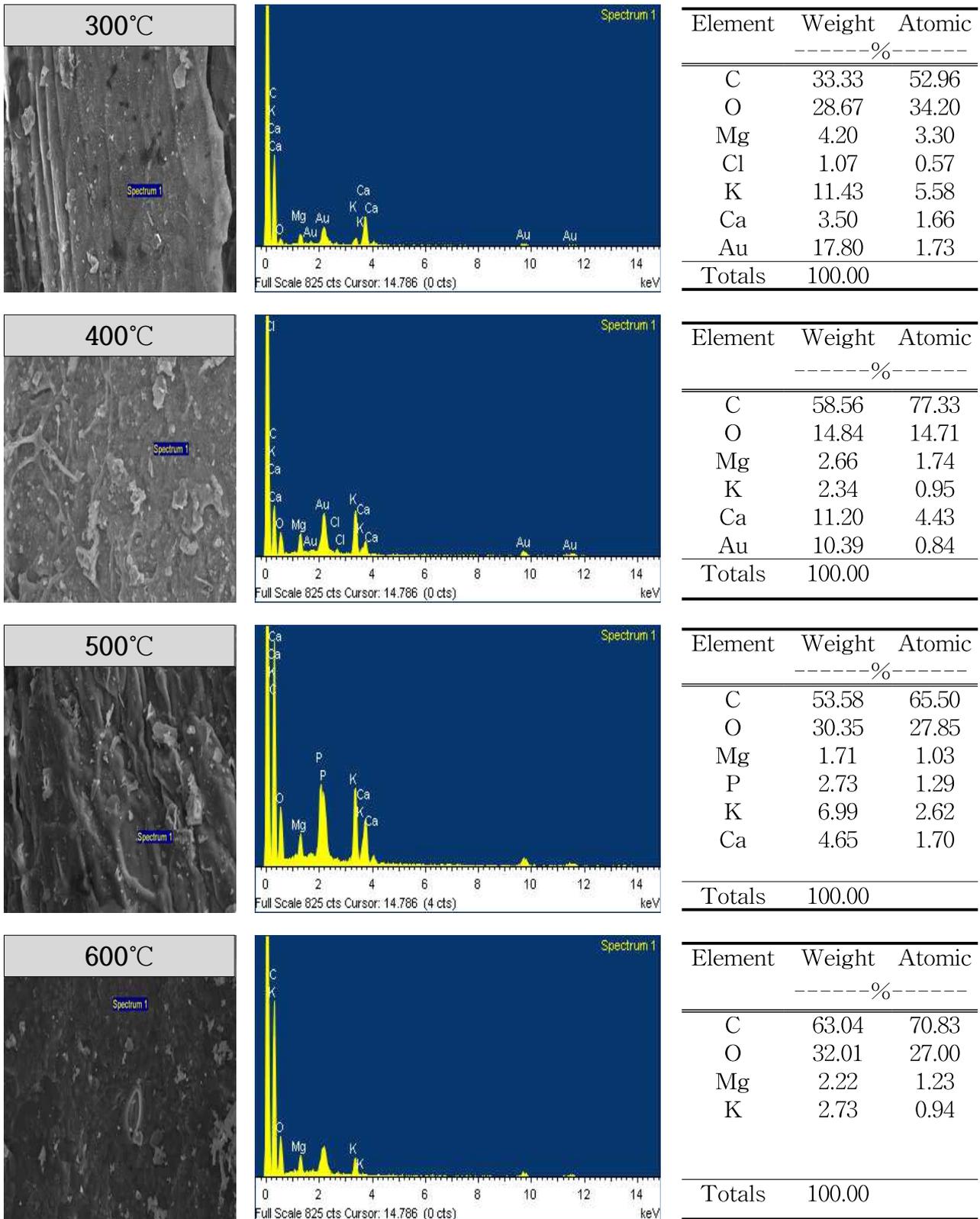


Fig. 3-97. 열분해 온도에 따른 고춧대 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 고춧대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-98에서 보는 바와 같다. 고춧대 biochar의 작용기는 750 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,460\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났고, $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

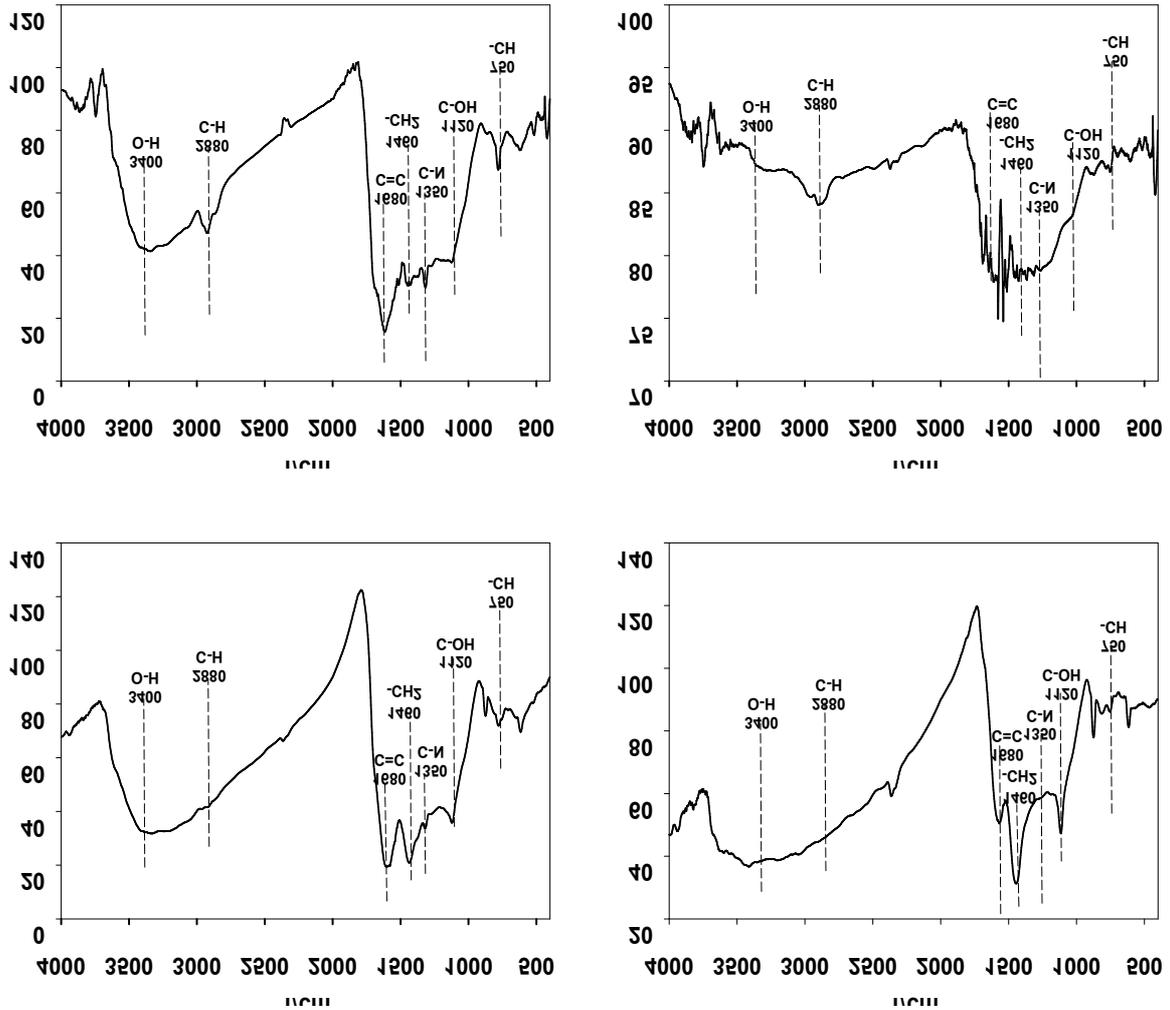


Fig. 3-98. 열분해 온도에 따른 고춧대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(마) 배나무 전정지

열분해 온도에 따른 배나무 전정지 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-99에서 보는 것과 같다. Biochar 표면은 300°C에서는 시료의 표면이 약간 녹아 있는 형태로 희미하게 탄소 고리형태를 관찰 할 수가 있었으나, 400°C에서는 일그러진 형태였으며, 500°C에서는 표면에서 고리형태를 명확하게 관찰 할 수가 있었다. 600°C에서는 고리형태는 더욱 명확하게 관찰 할 수는 있었으나, 고온으로 인한 표면이 많이 붕괴되어 있는 것을 관찰 할 수가 있었고, 강도는 매우 낮은 것으로 사료된다.

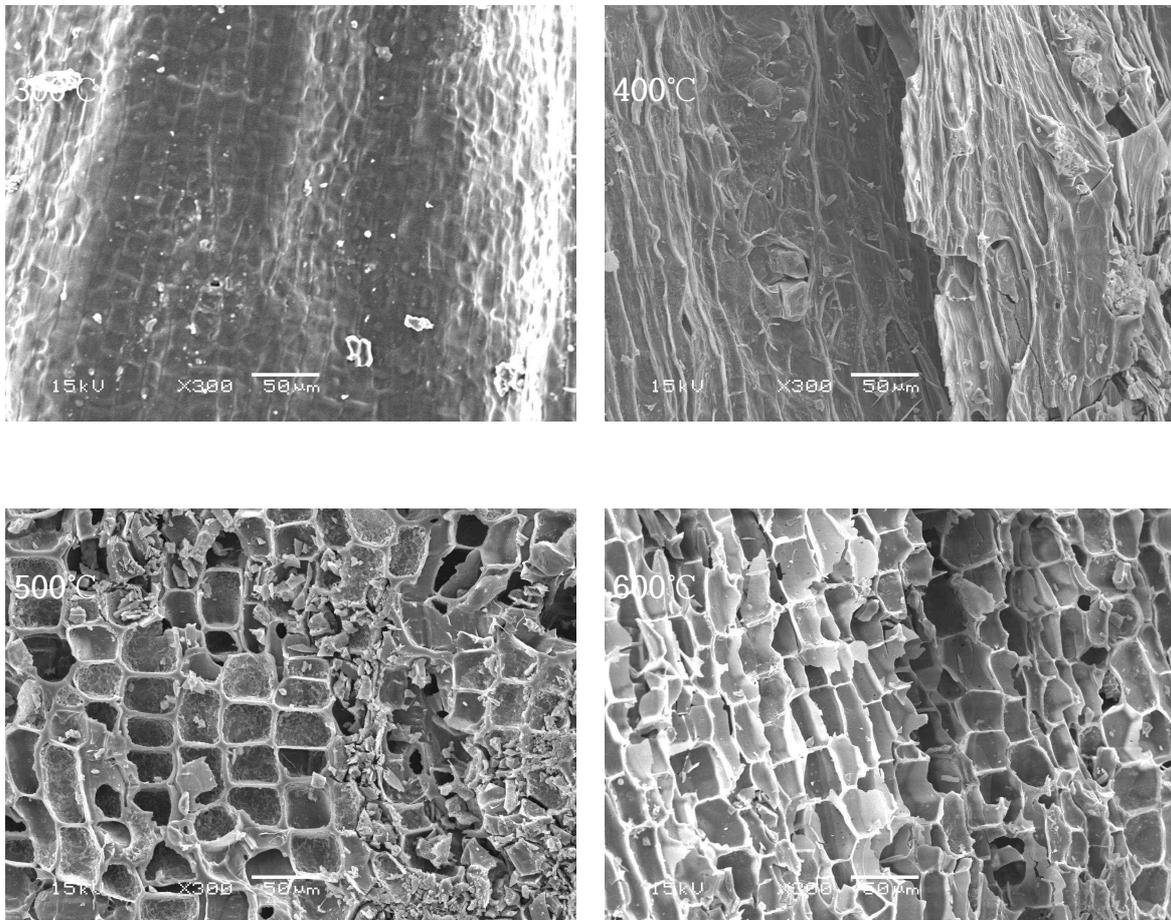


Fig. 3-99. 열분해 온도에 따른 배나무 전정지 biochar의 SEM 사진.

열분해 온도에 따른 배나무 전정지 biochar의 온도에 따른 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-100에서 보는 것과 같다. 배나무 전정지 biochar 시료표면에는 대부분 C, O가 대부분을 차지하고 있었으며, 약간의 K, Mg, Ca 등이 검출되었다.

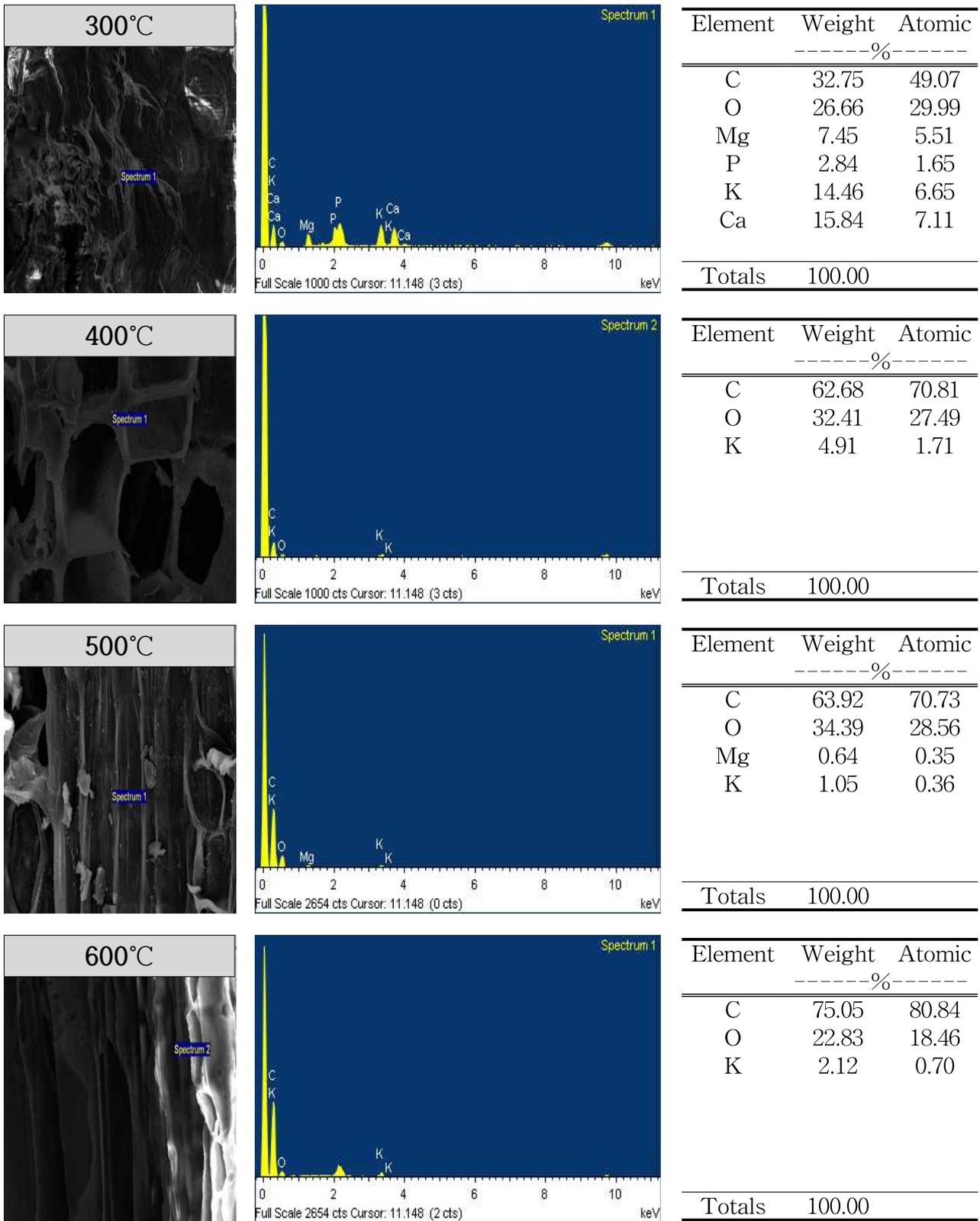


Fig. 3-100. 열분해 온도에 따른 배나무 전정지 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 배나무 전정지 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-101에서 보는 바와 같다. 배나무 전정지 biochar의 작용기는 750 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,460\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

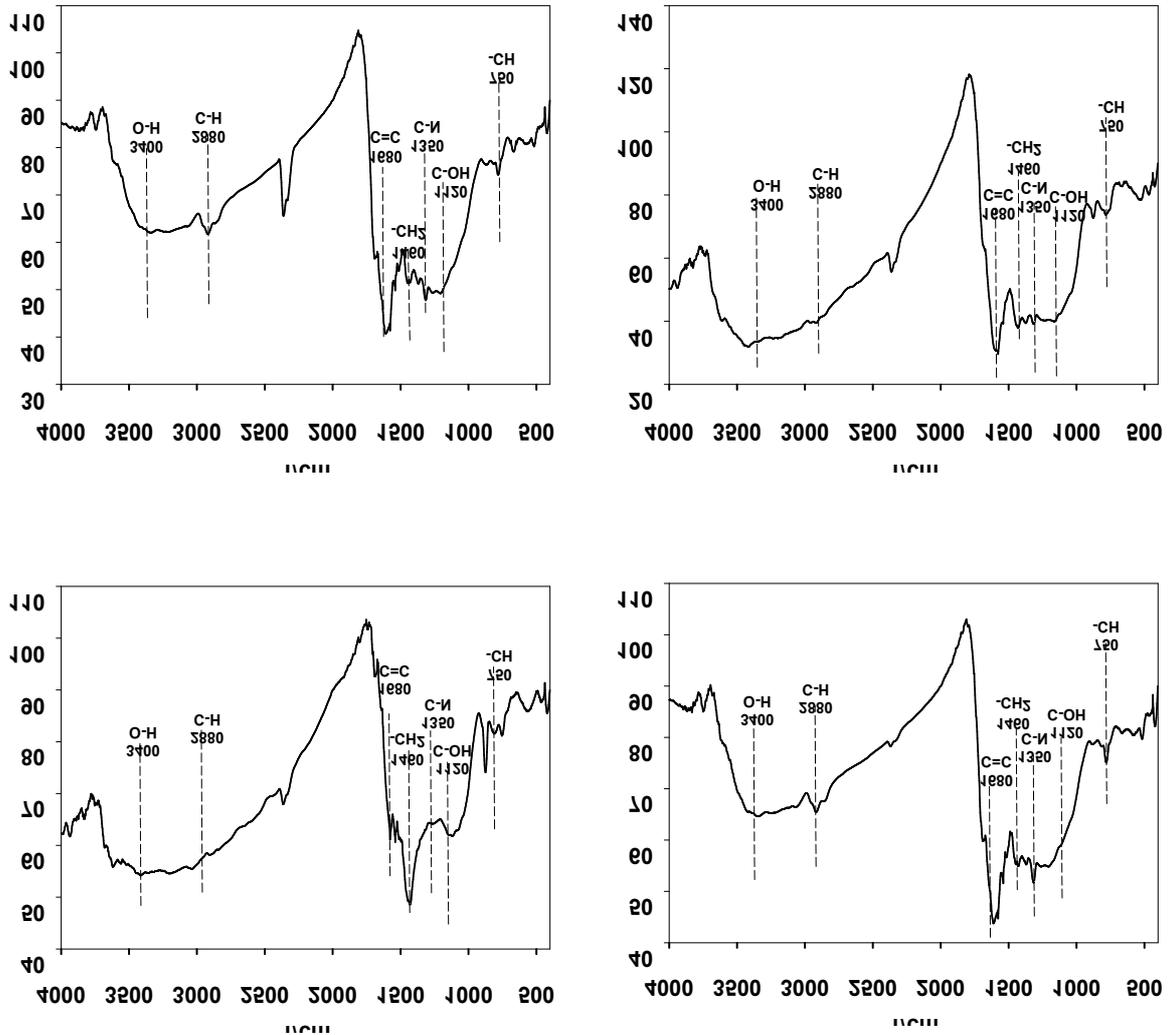


Fig. 3-101. 열분해 온도에 따른 배나무 전정지 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(바) 복숭아나무 전정지

열분해 온도에 따른 복숭아나무 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-102에서 보는 것과 같이 300°C에서는 표면이 많이 녹아 일그러져 있는 형태를 하고 있었으며, 400°C에서는 표면이 분해됨에 따라 실과 같은 형태를 관찰할 수가 있었고, 500°C에서는 온도가 증가함에 따라 실과 같은 구조는 사라지고 표면에 고리형태를 쉽게 관찰 할 수가 있었다. 600°C에서는 시료의 전체가 고리형태 또는 관의 형태를 구성되어 있는 것을 확인할 수가 있었다.

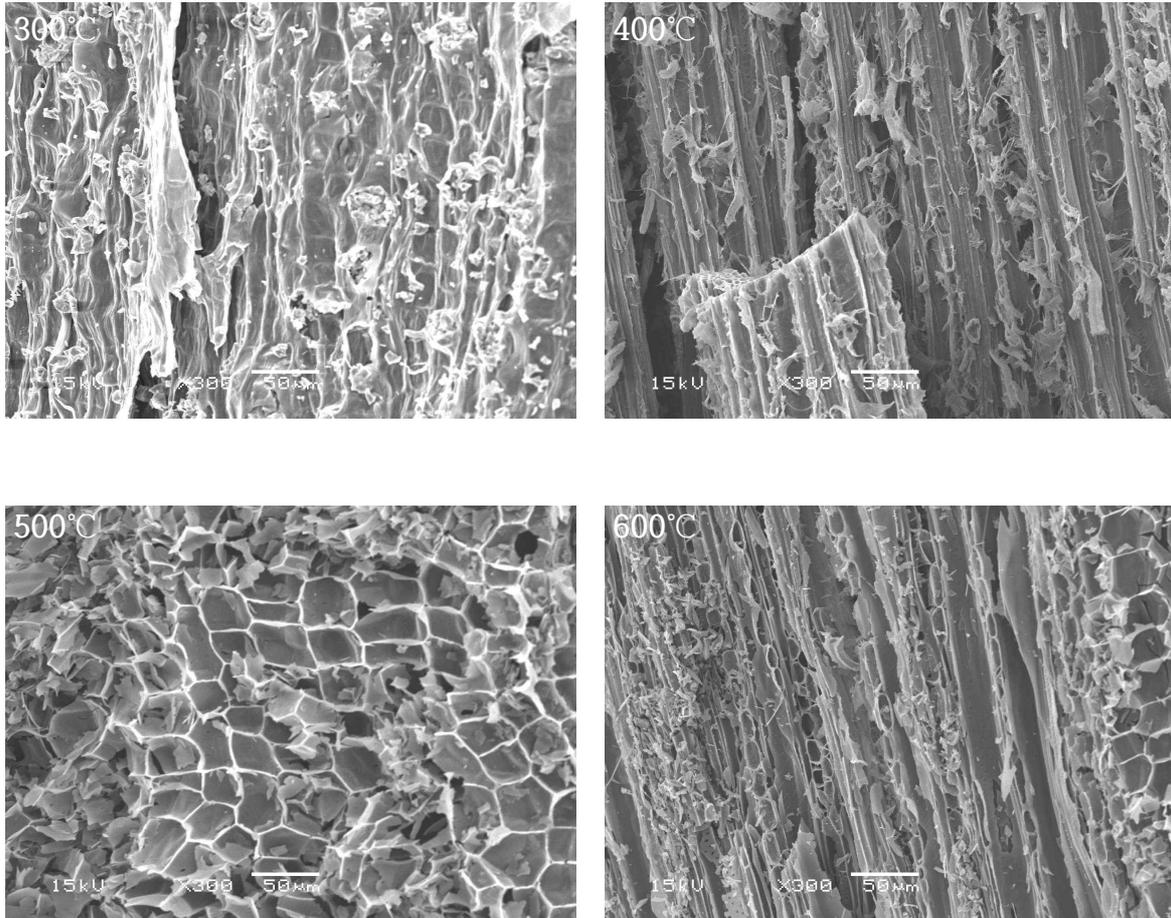
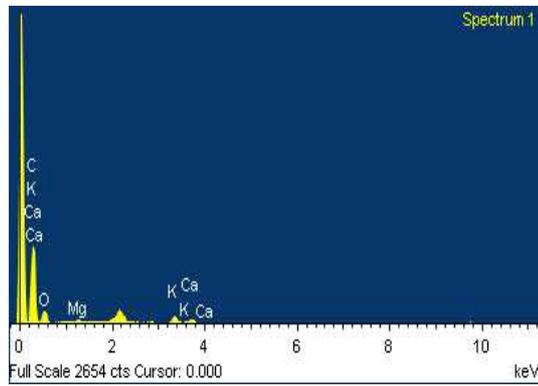
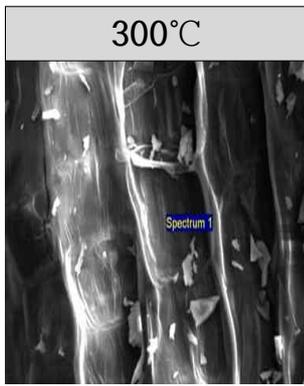
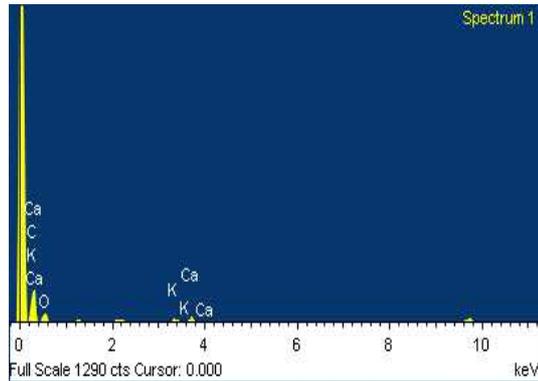
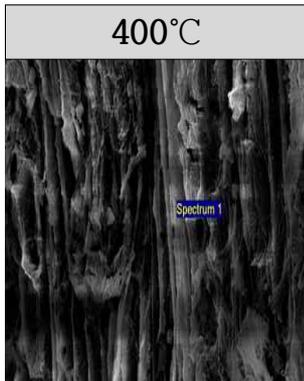


Fig. 102. 열분해 온도에 따른 복숭아나무 biochar의 SEM 사진.

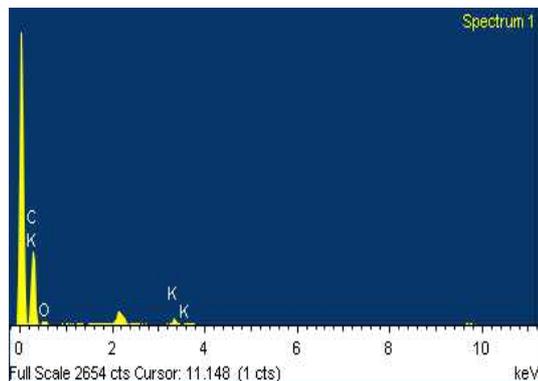
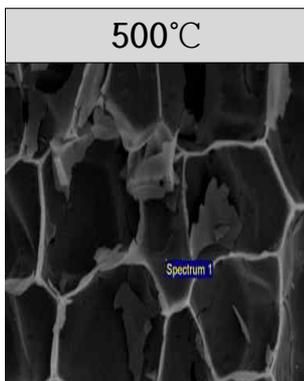
열분해 온도에 따른 복숭아나무 biochar의 온도에 따른 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-103에서 보는 것과 같다. 복숭아나무 전정지 시료에서도 배나무 전정지와 동일한 경향으로 대부분 C와 O가 대부분을 차지하고 있었으며, 다른 시료와는 달리 600°C에서 Al이 검출되었다. 또한 온도가 증가함에 따라 시료 표면의 탄소의 양이 증가하는 경향이였다.



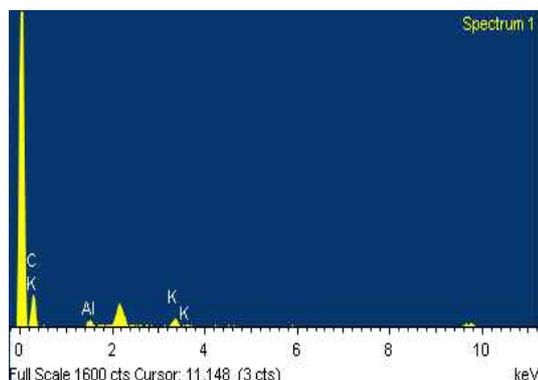
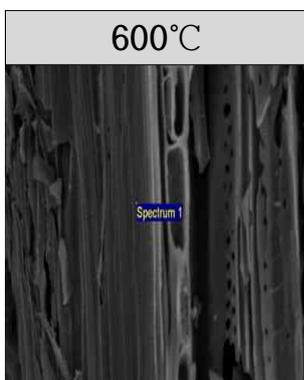
Element	Weight %	Atomic %
C	54.43	63.54
O	38.92	34.11
K	2.61	0.94
Ca	4.03	1.41
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	62.37	70.71
O	31.81	27.08
Mg	0.95	0.53
K	3.00	1.05
Ca	1.86	0.63
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	78.33	84.23
O	18.06	14.58
K	3.61	1.19
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	86.45	94.75
Al	4.53	2.21
K	9.01	3.03
Totals	100.00	

Fig. 3-103. 열분해 온도에 따른 복숭아나무 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 복숭아나무 전정지 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-104에서 보는 바와 같다. 복숭아나무 전정지 biochar의 작용기는 750 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,460\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching (Bae and Koh, 2011), $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

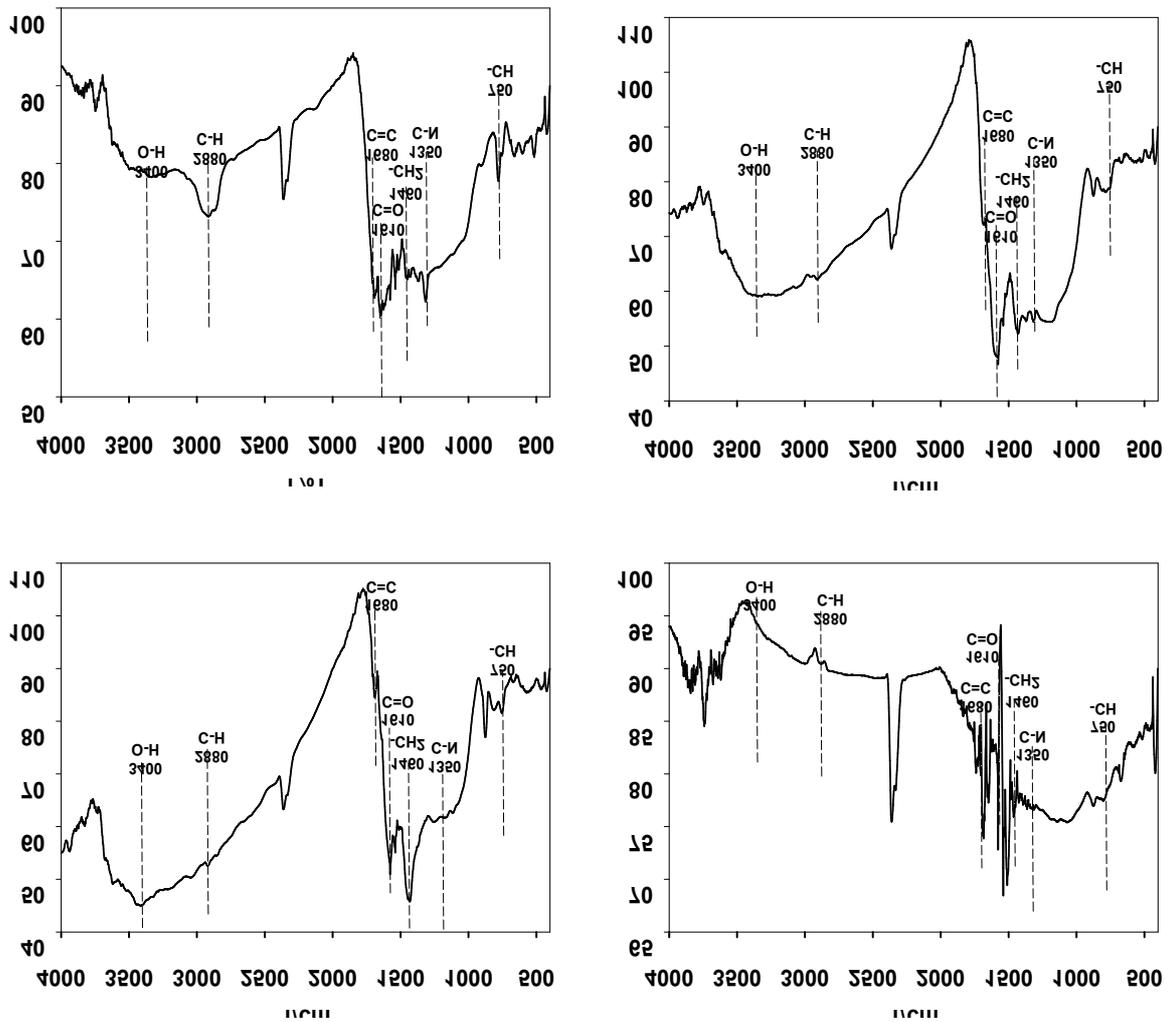


Fig. 3-104. 열분해 온도에 따른 복숭아나무 전정지 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(사) 사과나무 전정지

열분해 온도에 따른 사과나무 전정지 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-105에서 보는 것과 같이 300 및 400°C에서는 표면이 많이 녹아 있는 형태로 일부분 구멍이 발생하는 것을 확인할 수가 있었고, 온도가 500°C로 증가됨에 따라 표면이 녹아 고리형태의 모습을 관찰할 수가 있었다. 600°C에서는 열분해가 더 가속화 되어 시료의 표면에 고리형태가 명확하게 관찰 되는 것을 확인할 수가 있었다. 이와 같이 biochar 표면 중의 유기물은 일부분 다 제거가 되고, 식물체를 구성하는 탄소골격만이 시료 중에 남아 있는 것을 알 수가 있었다.

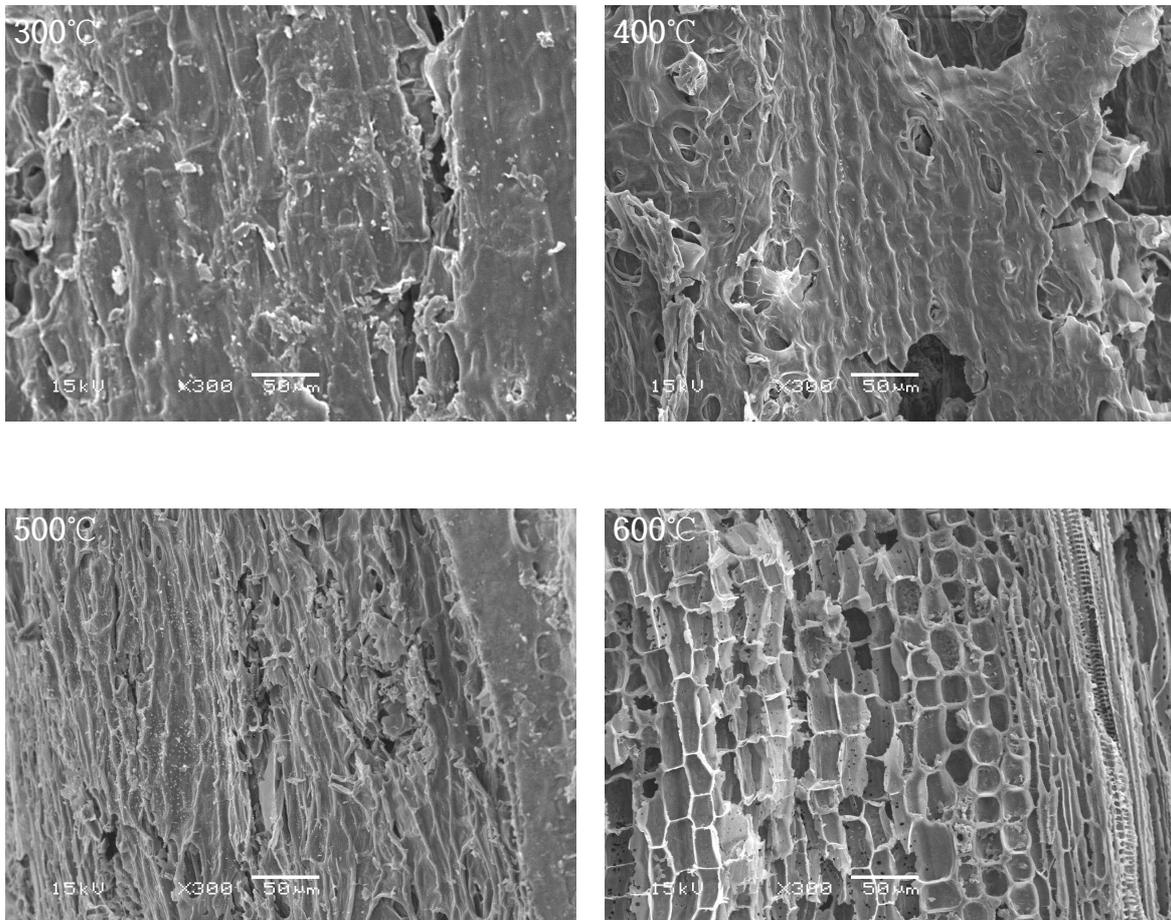


Fig. 3-105. 열분해 온도에 따른 사과나무 전정지 biochar의 SEM 사진.

열분해 온도에 따른 사과나무 전정지 biochar의 온도에 따른 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-106에서 보는 것과 같다. 사과나무 전정지 biochar의 표면에는 C, O, K, Ca 및 Mg가 검출되었으며, 다른 성분들은 검출되지 않았다.

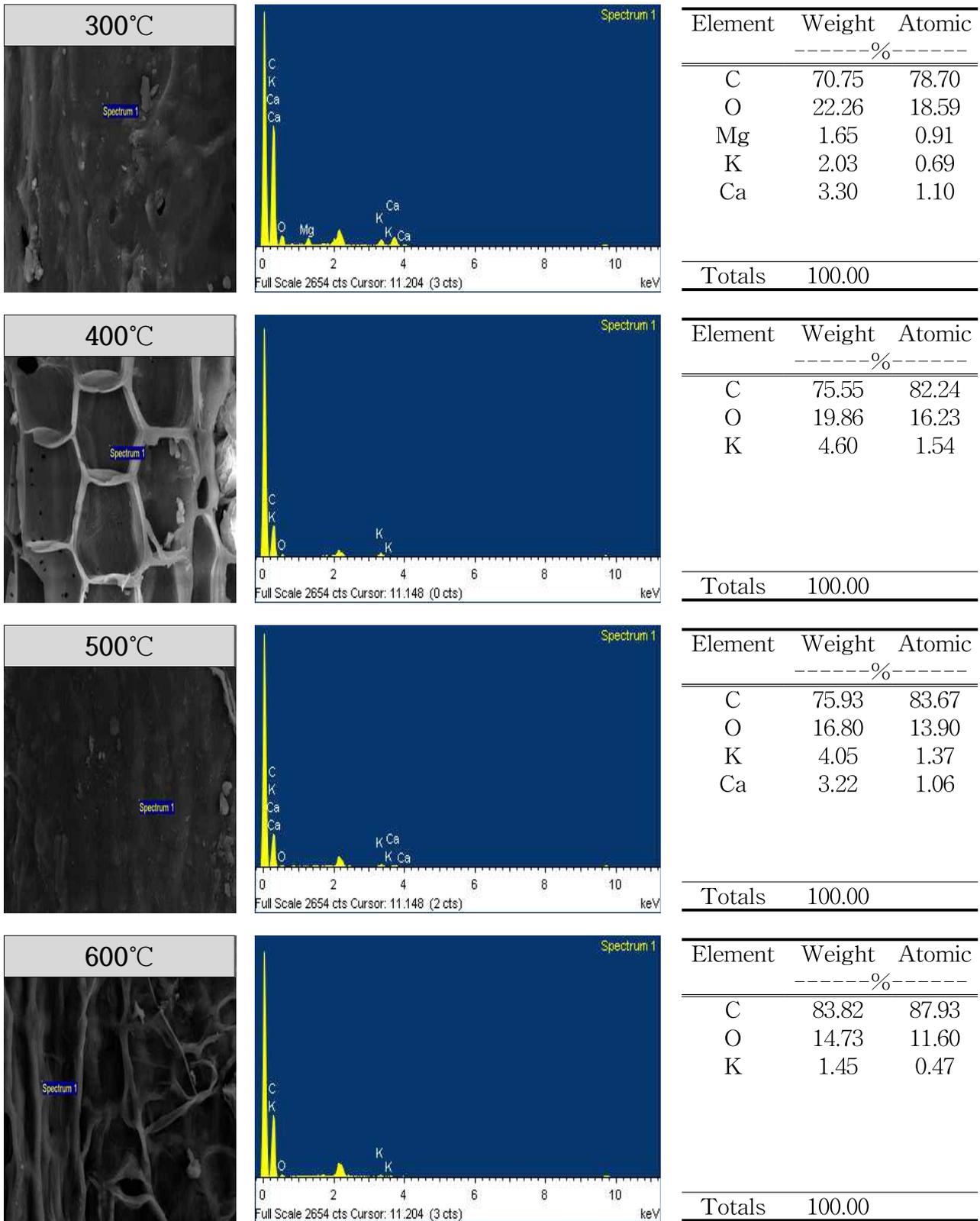


Fig. 3-106. 열분해 온도에 따른 사과나무 전정지 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 사과나무 전정지 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-107에서 보는 바와 같다. 사과나무 전정지 biochar의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,480\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

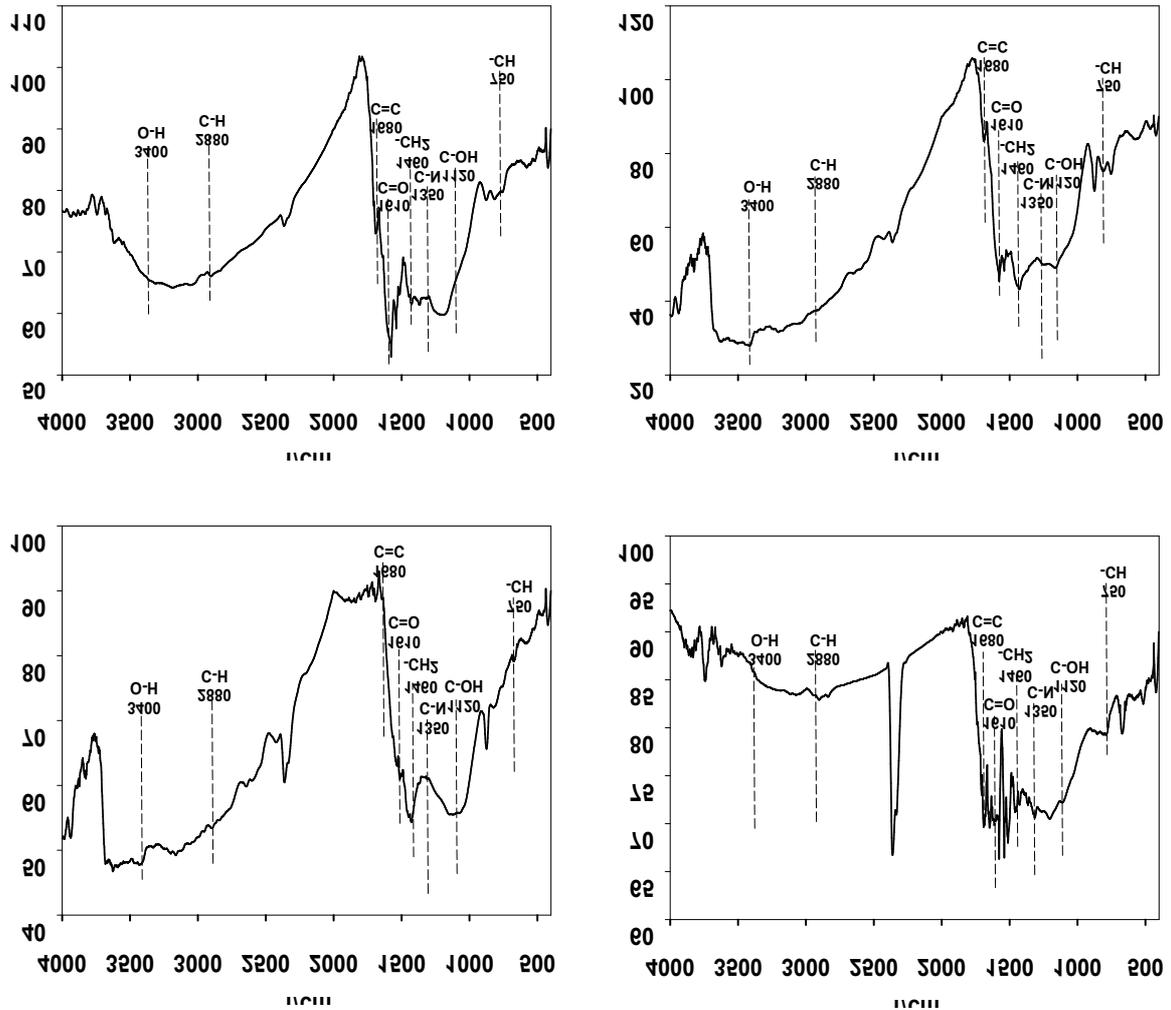


Fig. 3-107. 열분해 온도에 따른 사과나무 전정지 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(아) 감나무 전정지

열분해 온도에 따른 감나무 전정지 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-108에서 보는 것과 같다. Biochar 표면은 300℃에는 표면에 돌기가 매우 많이 발생했으며, 400℃에서는 일부 분해되어 돌기 일부가 사라졌으며, 표면이 많이 갈라지고 거칠어진 형태를 관찰할 수가 있었다. Biochar 표면은 500℃에서는 시료의 표면이 분해되고 내부구조가 관찰되었으며, 고리형태의 구조를 하고 있는 것을 관찰할 수 있었다. Biochar 표면은 600℃ 이상에서는 그와 같은 고리형태를 명확하게 관찰할 수 있었고, 일부분 고리구조가 붕괴되어 있는 것을 알 수가 있었다.

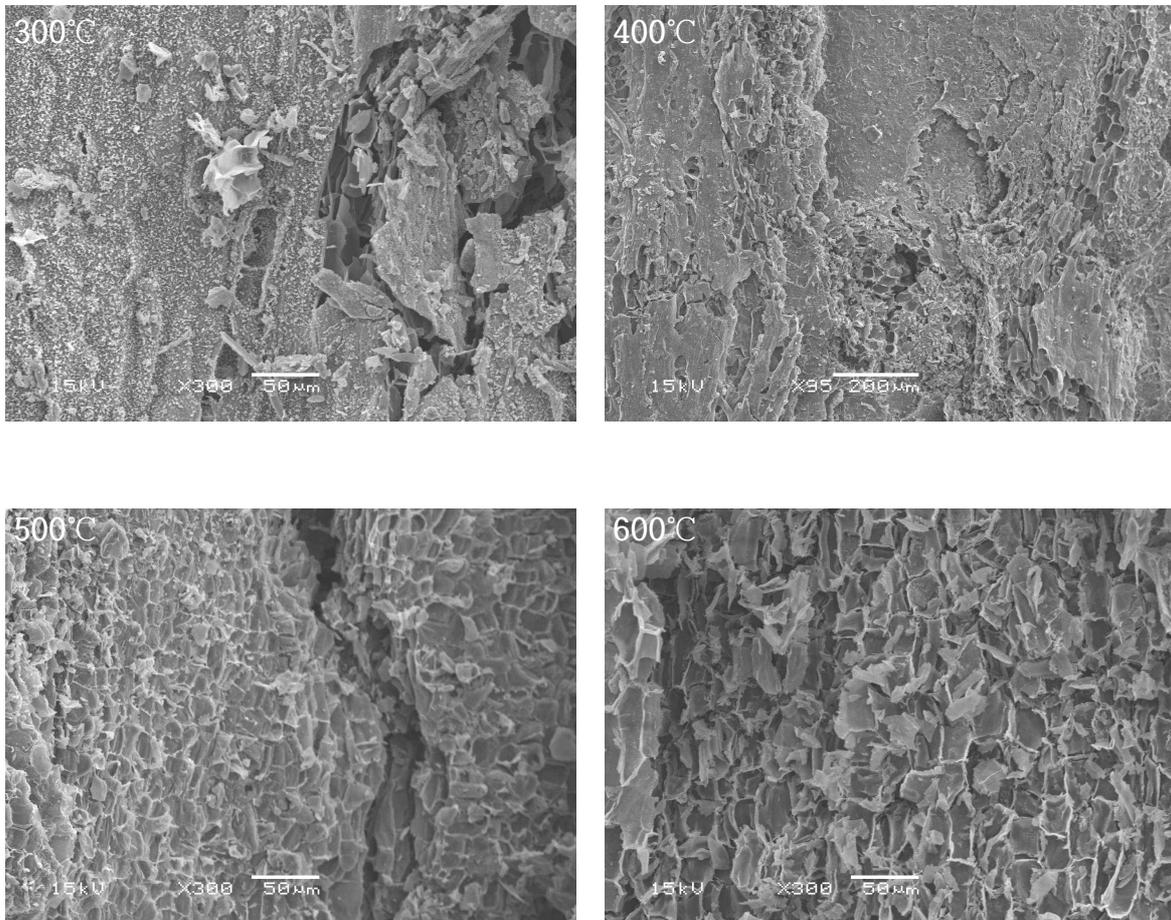
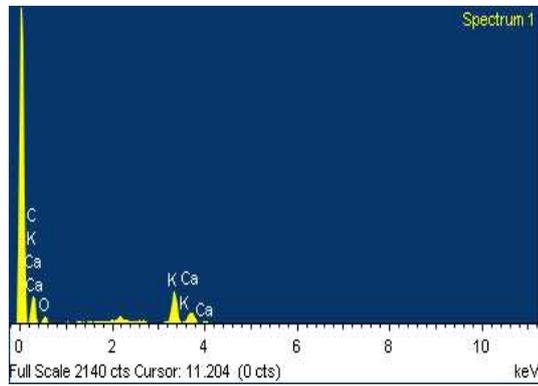
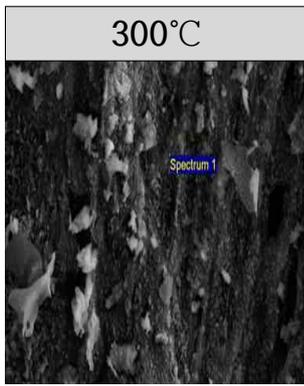
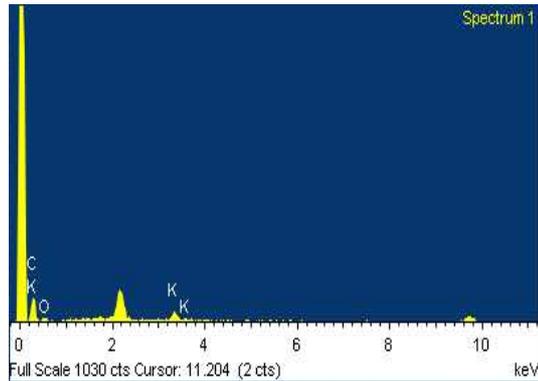
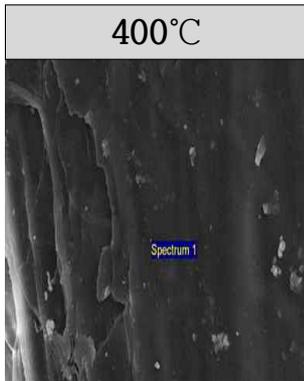


Fig. 3-108. 열분해 온도에 따른 감나무 전정지 biochar의 SEM 사진.

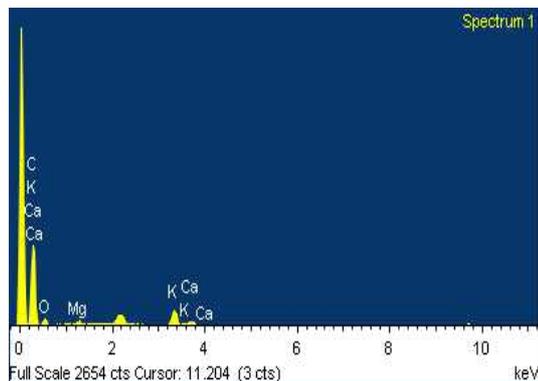
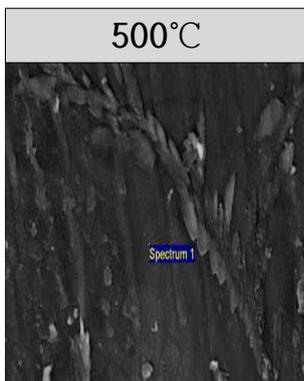
열분해 온도에 따른 감나무 전정지 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-109에서 보는 것과 같다. 감나무 전정지 biochar의 시료표면에서는 온도가 증가함에 따라 탄소의 함량이 증가하는 경향이었으며, 300, 400, 500 및 600℃에서 각각 36.73, 54.16, 65.13 및 76.19%이었다. 또한 온도가 증가함에 따라 칼륨의 함량은 탄소에 비해 감소하는 경향이었다.



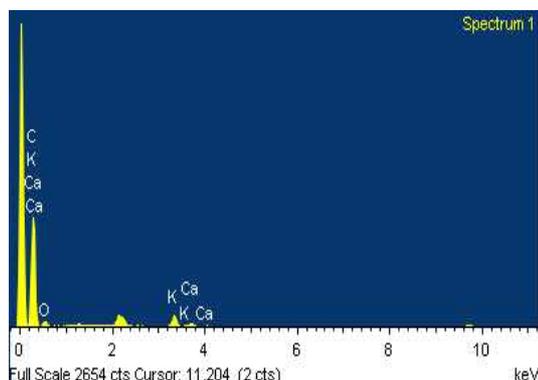
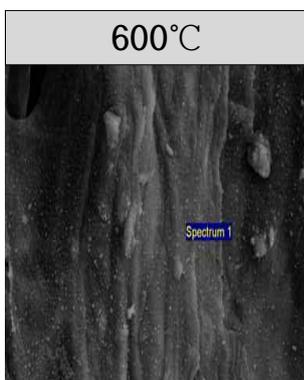
Element	Weight %	Atomic %
C	36.73	52.21
O	32.14	34.29
K	21.97	9.59
Ca	9.17	3.91
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	54.16	64.86
O	34.40	30.93
K	11.44	4.21
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	65.13	75.39
O	23.25	20.21
Mg	1.31	0.75
K	8.57	3.05
Ca	1.74	0.60
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	76.19	83.68
O	17.02	14.04
K	5.26	1.78
Ca	1.52	0.50
Totals	100.00	

Fig. 3-109. 열분해 온도에 따른 감나무 전정지 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 감나무 전정지 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-110에서 보는 바와 같다. 감나무 전정지 biochar의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,480\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

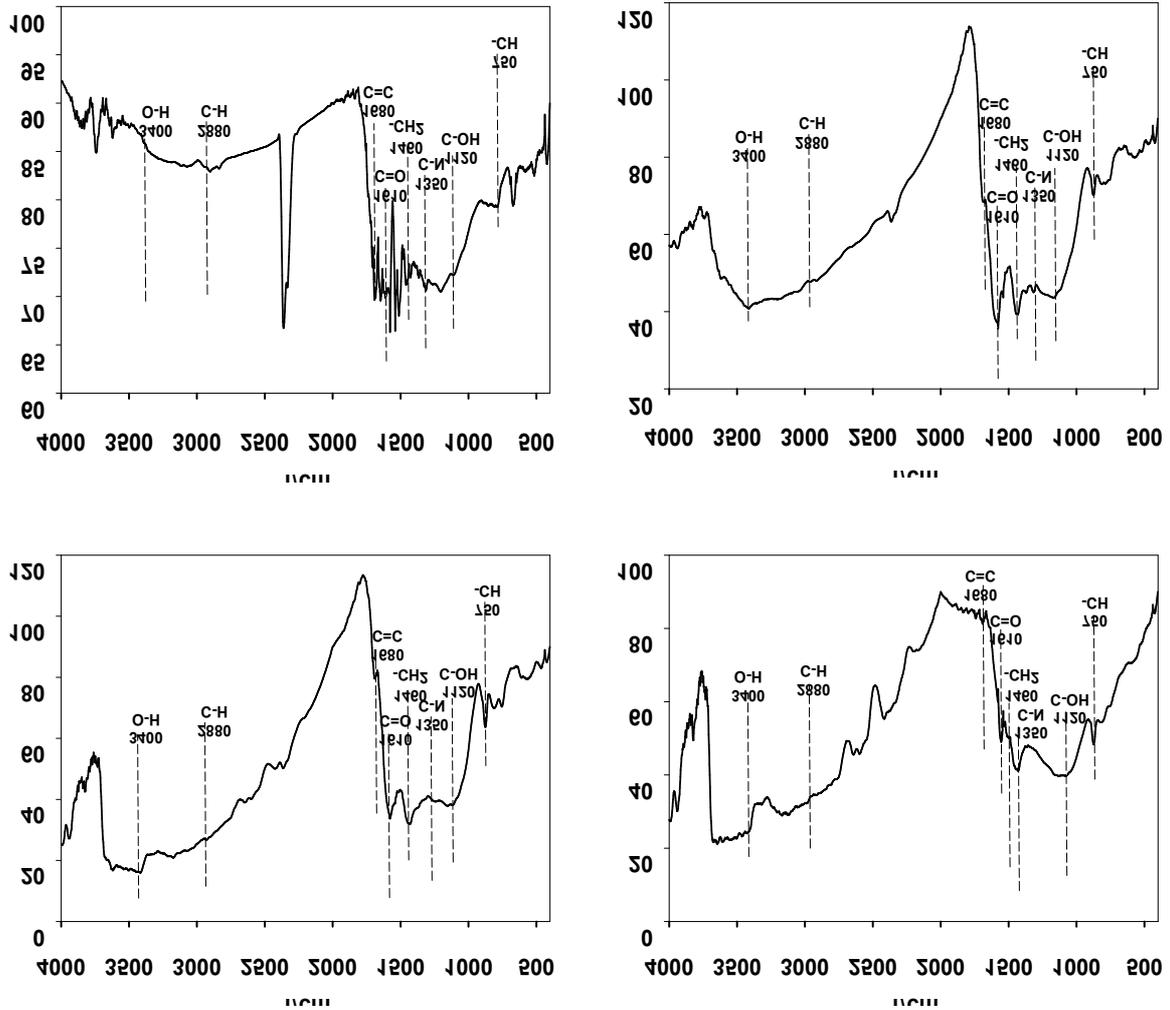


Fig. 3-110. 열분해 온도에 따른 감나무 전정지 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(2) 임산부산물

(가) 솔방울

열분해 온도에 따른 솔방울 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-111에서 보는 것과 같다. Biochar 표면은 300°C에서는 표면이 일부분 거칠어져 있는 것을 확인할 수가 있었으며, 400°C에서는 표면이 더욱더 거칠어져 있고 일부분 구멍이 나타났다. 온도가 증가함에 따라 표면은 더욱더 돌기 형태가 많이 나타났고, 매우 거칠었다.

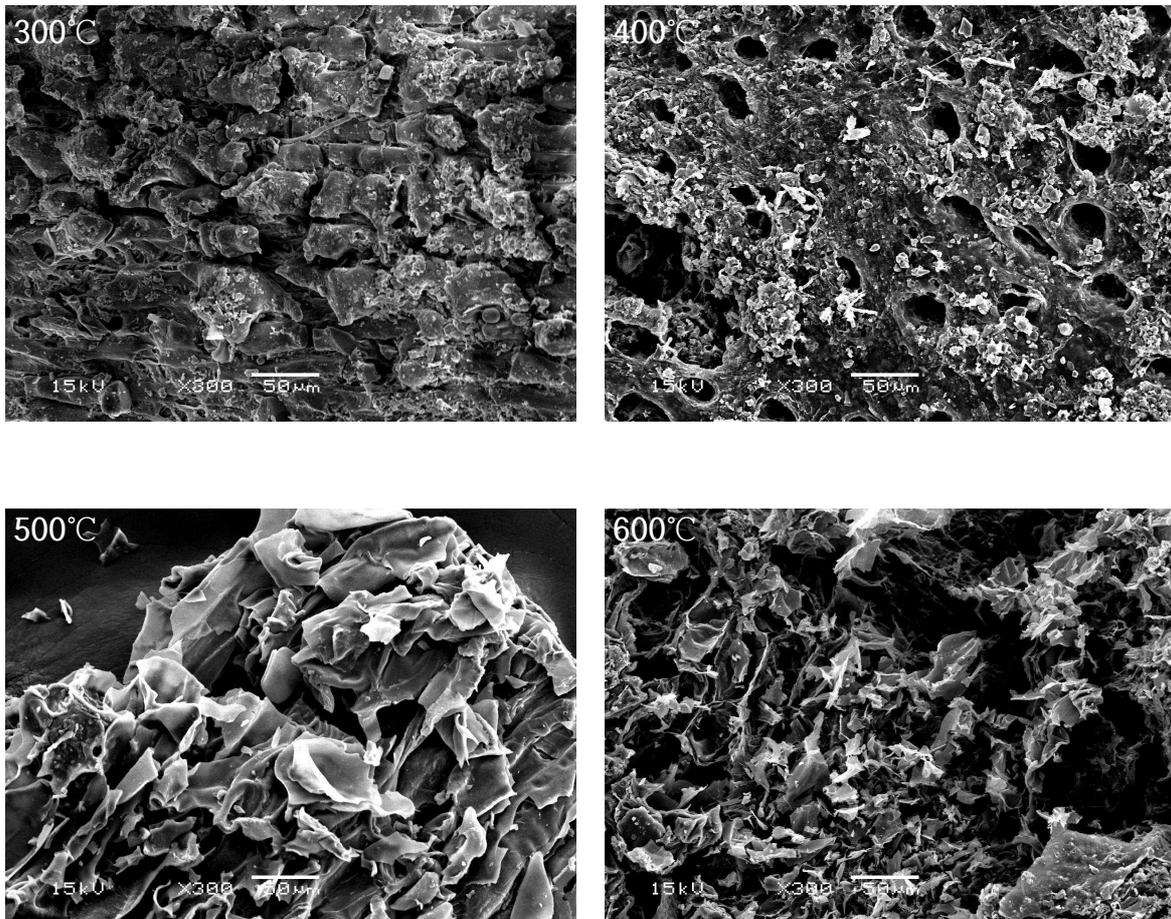
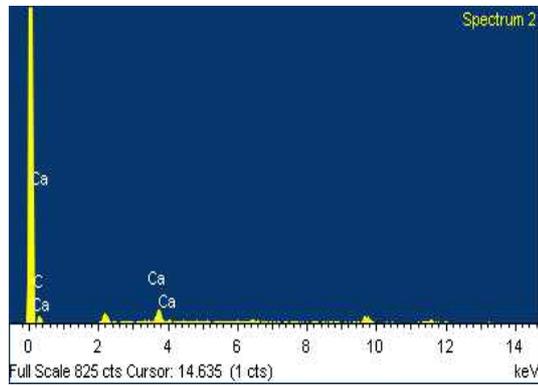
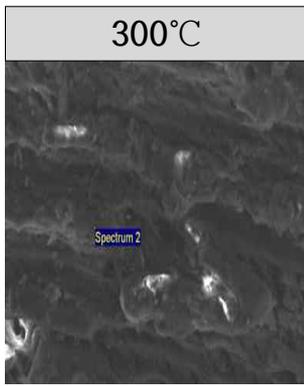
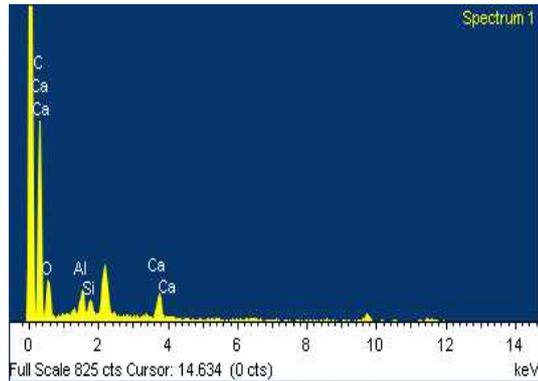
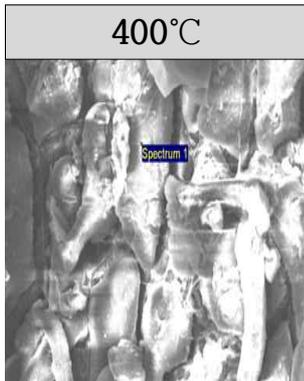


Fig. 3-111. 열분해 온도에 따른 솔방울 biochar의 SEM 사진.

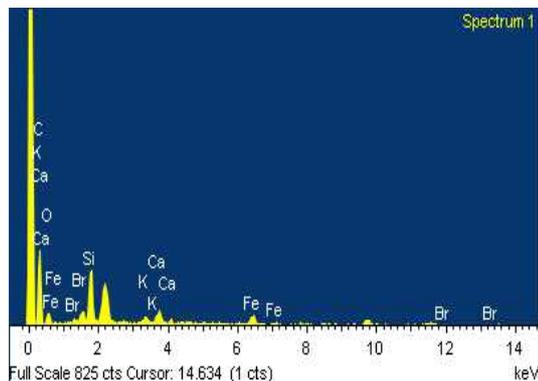
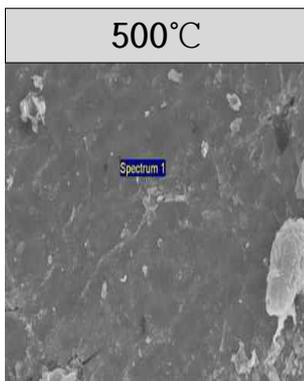
열분해 온도에 따른 솔방울 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-112에서 보는 것과 같다. EDS를 측정하는 위치 및 표면구조에 따라 무기성분의 함량은 다르게 나타났으나, 각 온도별 시료에서 탄소가 가장 높은 함량을 보였다. 무기성분 함량은 600°C에서는 다른 온도에서와 달리 많은 무기성분들이 검출되었으며, Br, Fe 및 Si 등이 일부분 분포하고 있었다.



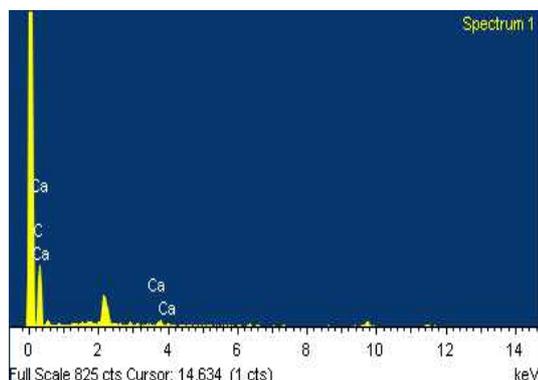
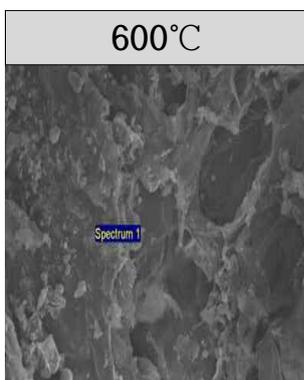
Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	61.27	84.07
Ca	38.73	15.93
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	62.65	71.16
O	30.53	26.03
Al	1.90	0.96
Si	1.20	0.58
Ca	3.72	1.27
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	51.60	69.19
O	18.82	18.94
Si	10.96	6.28
K	1.73	0.71
Ca	3.42	1.37
Fe	9.08	2.62
Br	4.39	0.88
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	94.21	98.19
Ca	5.79	1.81
Totals	100.00	

Fig. 3-112. 열분해 온도에 따른 솔방울 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 솔방울 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-113에서 보는 바와 같다. 솔방울 biochar의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, 1,120 cm^{-1} 에서 지방족 C-OH stretching, 1,480 cm^{-1} 에서 $-\text{CH}_2$, 1,610 cm^{-1} 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, 1,680 cm^{-1} 에서 방향족 C=C ring stretching, 2,880 cm^{-1} 에서 C-H가 나타났으며 3,400 cm^{-1} 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

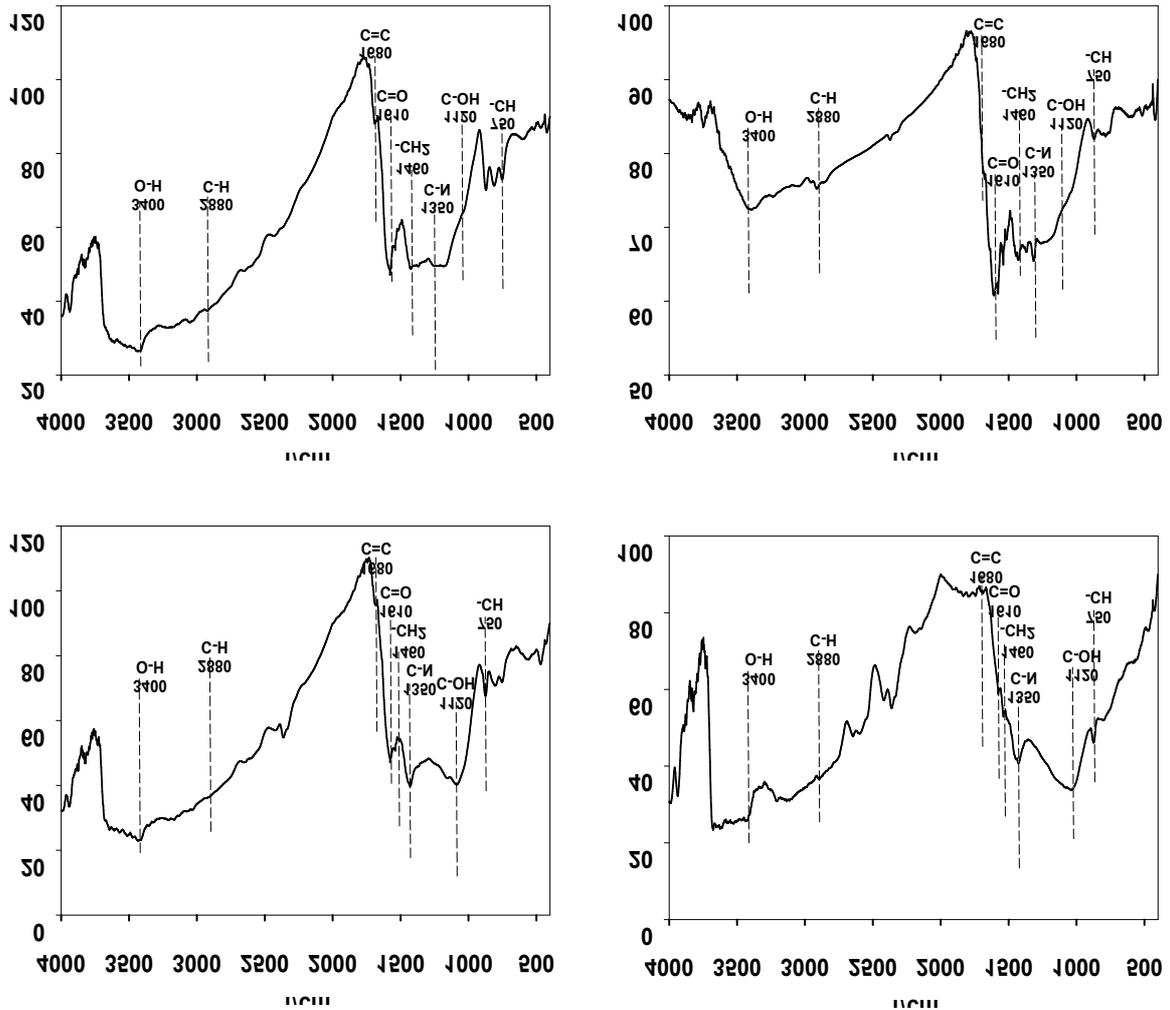


Fig. 3-113. 열분해 온도에 따른 솔방울 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(나) 솔잎

열분해 온도에 따른 솔잎 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-114에서 보는 것과 같다. 솔잎의 표면의 300℃에서는 매우 거칠어진 형태를 가지고 있었으며, 400℃에서부터는 기공을 명확히 관찰할 수가 있었다. 시료의 표면은 온도가 증가함에 따라 매우 갈라진 형태를 하고 있었다.

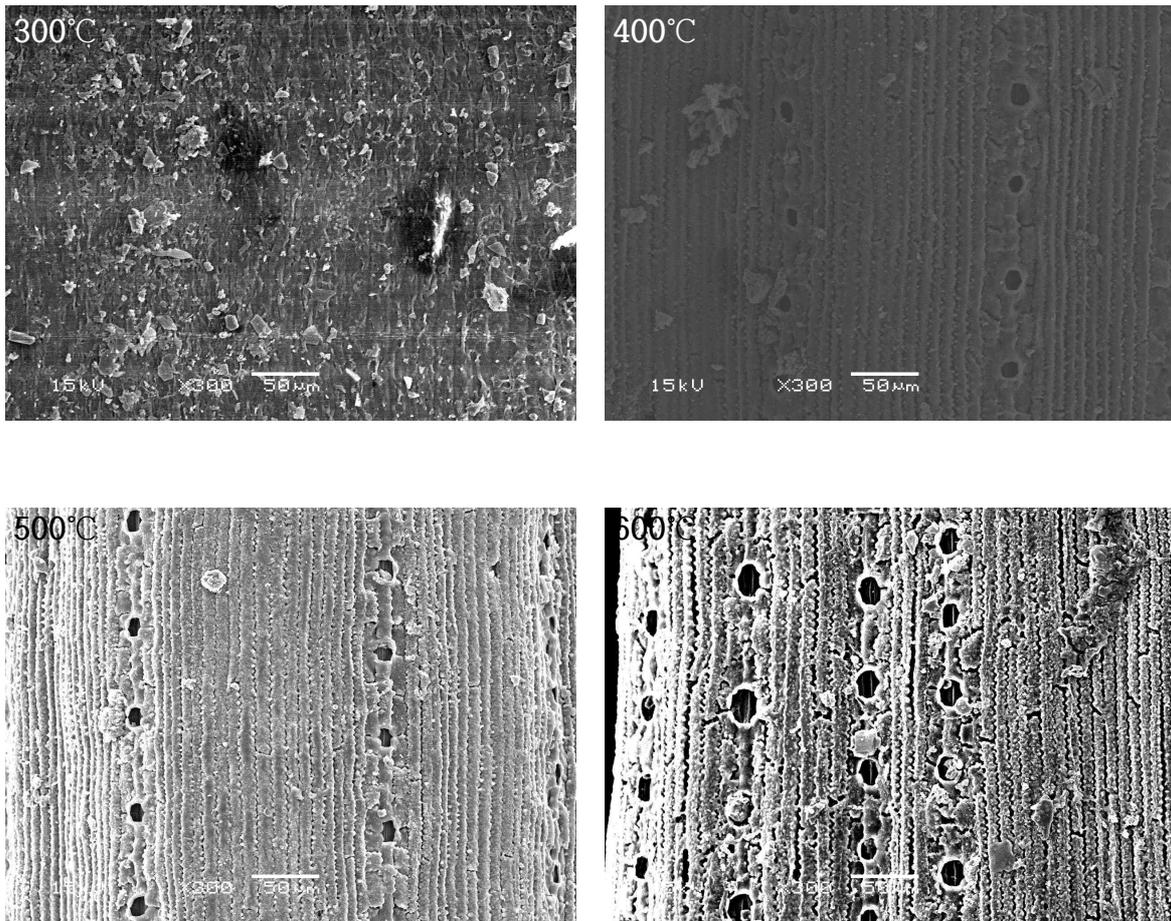
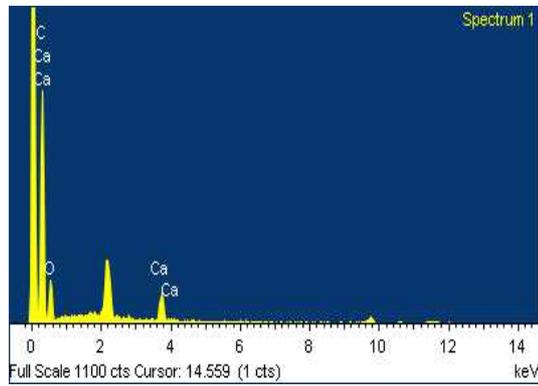
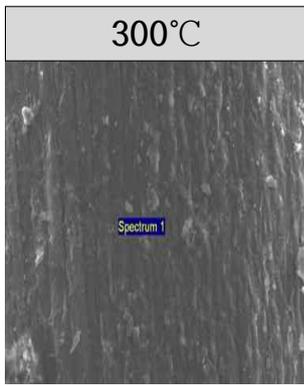
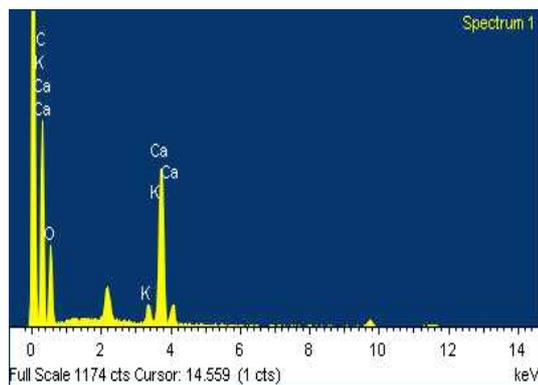
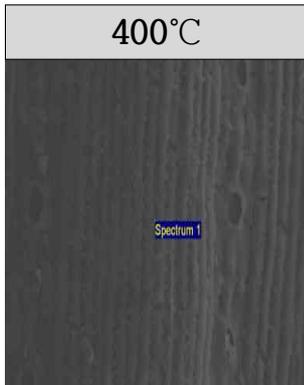


Fig. 3-114. 열분해 온도에 따른 솔잎 biochar의 SEM 사진.

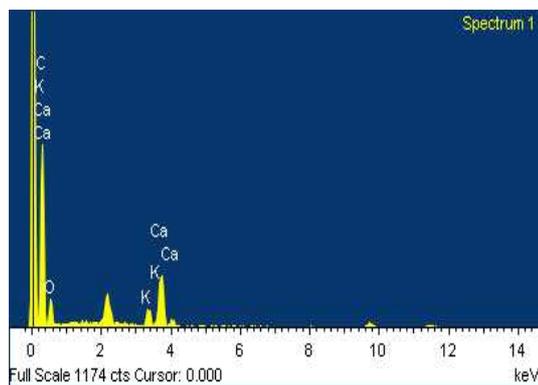
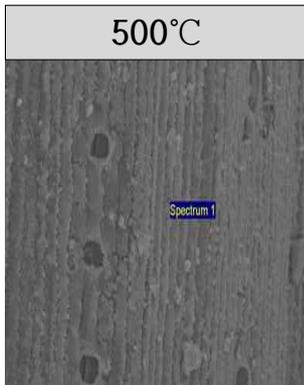
열분해 온도에 따른 솔잎 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-115에서 보는 것과 같다. 솔잎의 시료표면에는 C, O 및 Ca가 대부분 분포하고 있었으며, 온도에 따라서도 다른 무기성분들은 검출되지 않았다. 600℃에서 무게는 C (75.10%) > O (17.99) > K (3.87) ≥ Ca (3.04) 순이었으며, 원자량도 C가 82.80%으로 가장 높았다. 이는 시료의 화학적 특성 조사와 동일한 경향이였다.



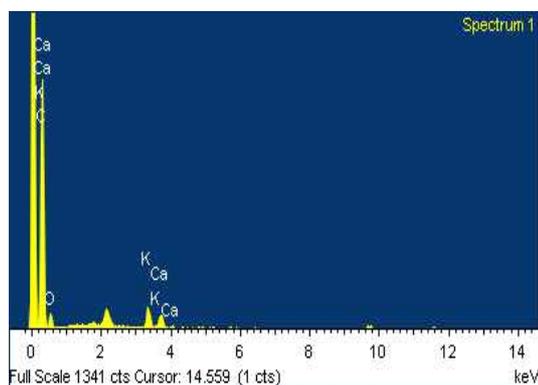
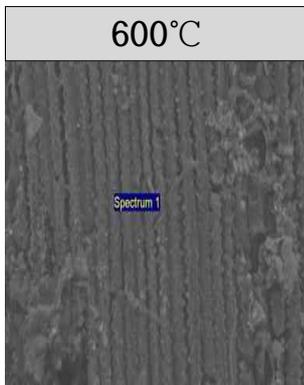
Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	41.10	53.23
O	40.90	39.77
K	1.59	0.63
Ca	16.41	6.37
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	62.95	70.77
O	33.03	27.88
Ca	4.02	1.36
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	56.90	68.28
O	29.91	26.95
K	3.11	1.15
Ca	10.08	3.62
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
-----%-----		
C	75.10	82.80
O	17.99	14.89
K	3.87	1.31
Ca	3.04	1.00
Totals	100.00	

Fig. 3-115. 열분해 온도에 따른 솔잎 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 솔잎 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-116에서 보는 바와 같다. 솔잎 biochar의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,480\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

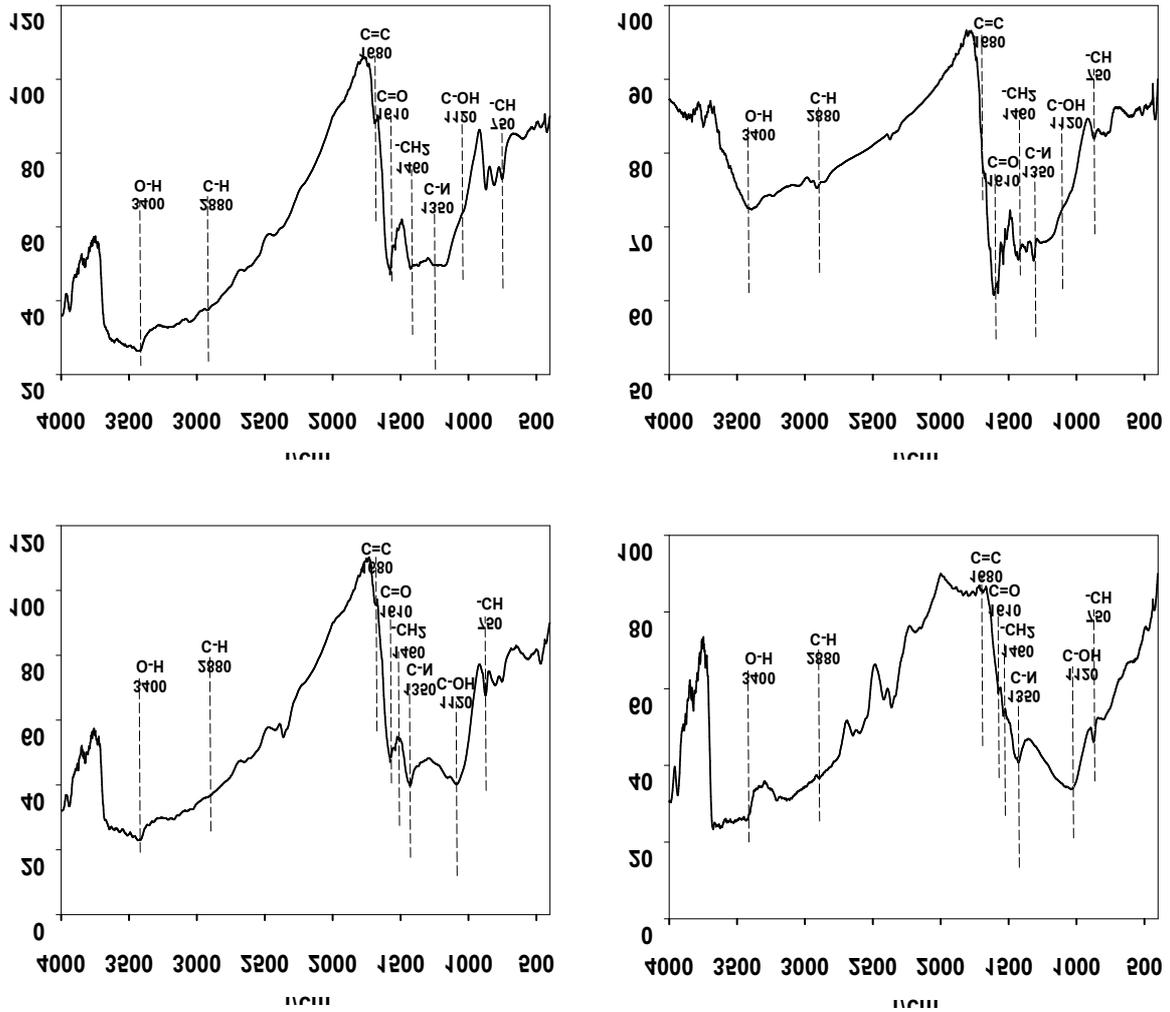


Fig. 3-116. 열분해 온도에 따른 솔잎 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(다) 벚꽃나무

열분해 온도에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-117에서 보는 것과 같다. 벚꽃나무 가지 biochar는 다른 부산물들과는 달리 300°C에서부터 시료의 표면이 매우 활발히 분해가 되어 고리형태의 구멍을 관찰할 수가 있었고, 온도가 증가함에 따라 그와 같은 형태를 더욱 명확하게 관찰 할 수가 있었으나, 600°C에서는 구조가 일부분 파괴된 형태를 가지고 있었다. 이는 다른 식물들과는 달리 벚꽃나무 전정지의 경우는 내부 구조가 솜과 같은 매우 부드러운 형태를 가지고 있었기 때문에 쉽게 열분해 된 것으로 사료된다.

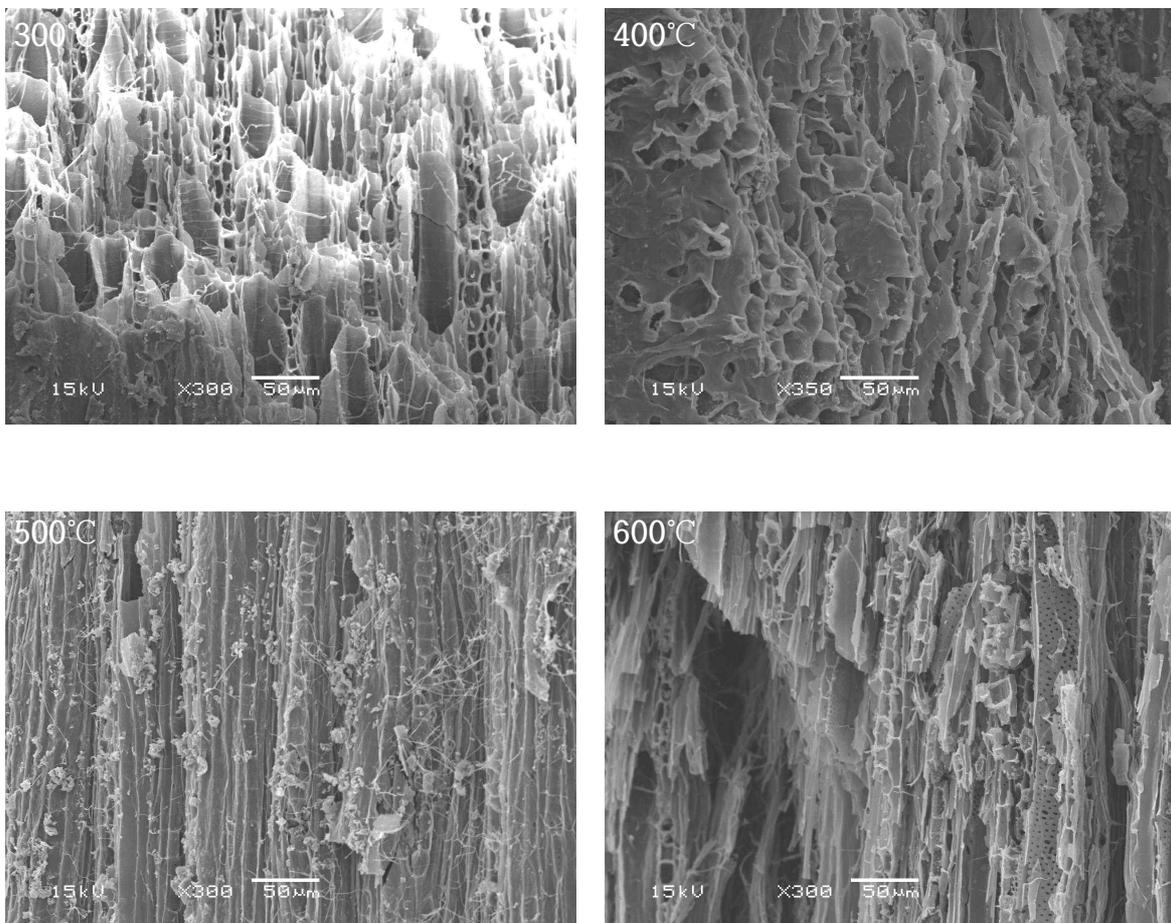


Fig. 3-117. 열분해 온도에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 SEM 사진.

열분해 온도에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-118에서 보는 것과 같다. 벚꽃나무의 경우 탄소의 함량이 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이였으며, 600°C에서 약간 감소하였다. 벚꽃나무 시료표면에는 C, O, K 및 Ca 성분이 검출 되었으며, 그 외 시료는 어떤 온도에서도 검출되지 않았다.

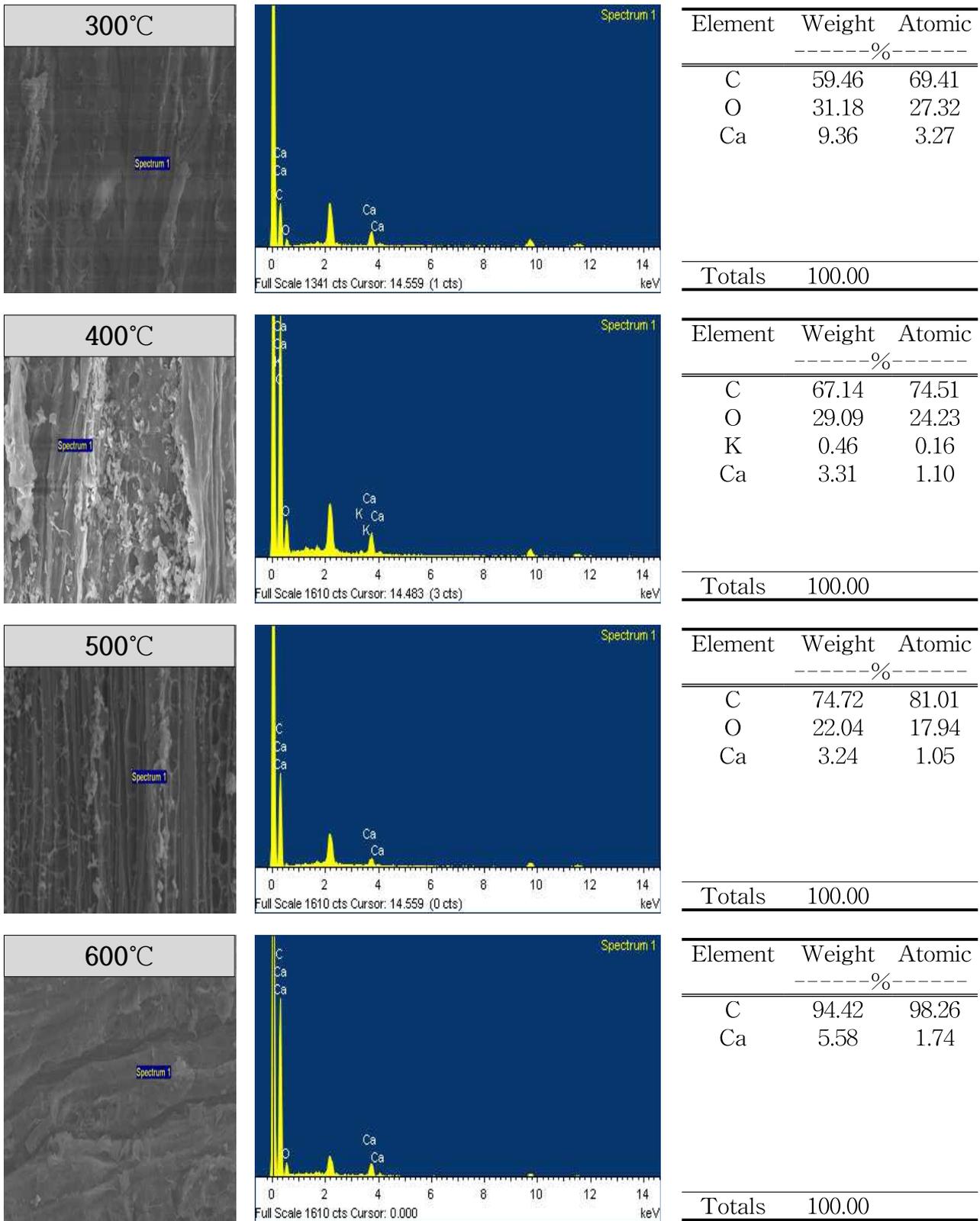


Fig. 3-118. 열분해 온도에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 벚꽃나무 가지 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-119에서 보는 바와 같다. 벚꽃나무의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching, $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

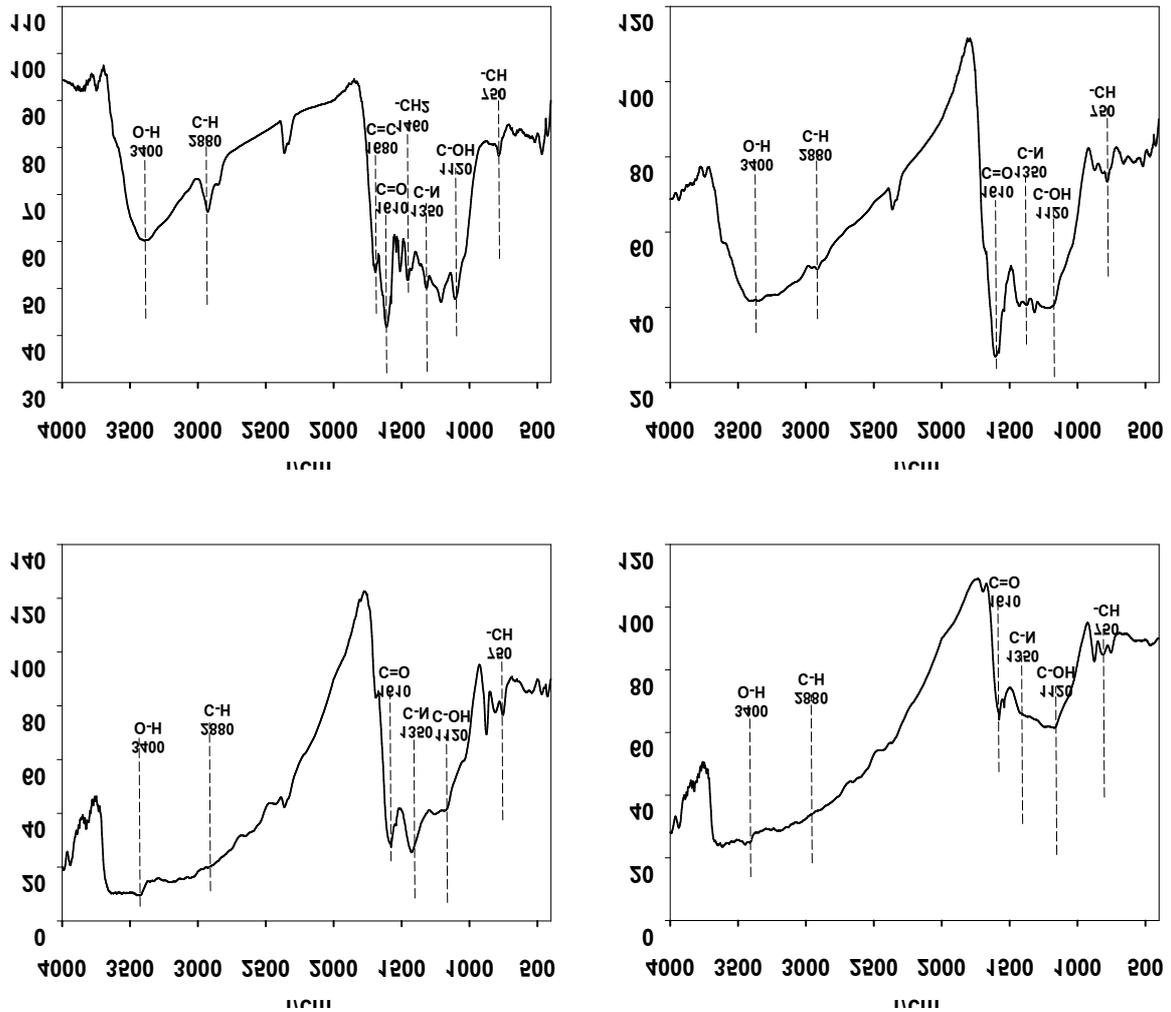


Fig. 3-119. 열분해 온도에 따른 벚꽃나무 가지 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(라) 플라타너스

열분해 온도에 따른 플라타너스 가지 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-120에서 보는 것과 같이 300°C에서는 표면이 일부분 일그러지는 것을 확인할 수가 있었고, 400°C에서는 그와 같은 현상이 더욱 뚜렷이 나타나는 것을 관찰할 수가 있었다. 500°C 이상부터는 표면이 열분해 됨에 따라 고리형태의 구조가 나타나는 것을 확인할 수가 있었다. 600°C에서는 시료의 세로측면을 관측한 결과로서 사진을 보는 것과 같이 육각 고리 형태 및 내부에 구멍이 많이 뚫려져 있는 것을 관찰할 수가 있다. 이와 같이 biochar는 많은 구멍을 가지고 있는 형태이기 때문에 환경정화용, 특히 습지에 처리시 하수나 폐수 중 유기물을 제거하는데 아주 효과적일 것으로 사료된다.

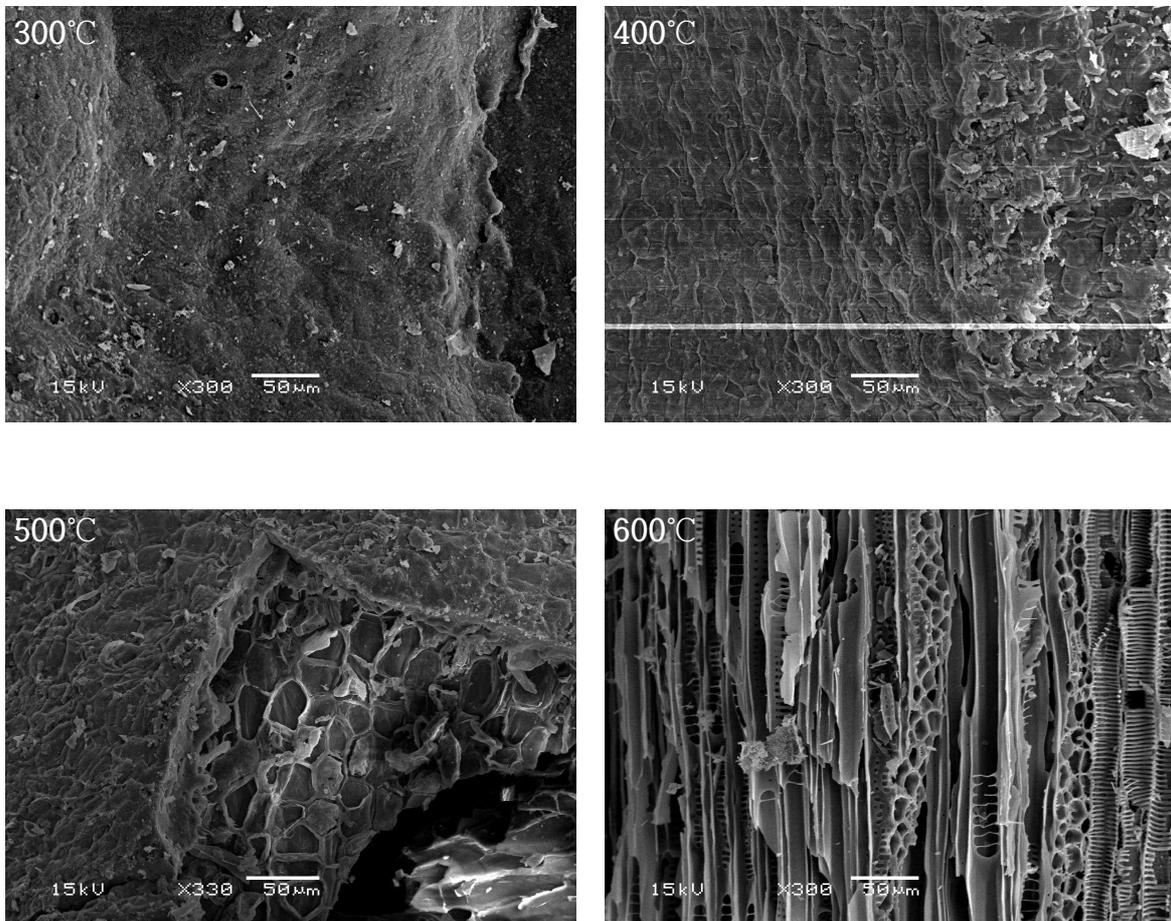
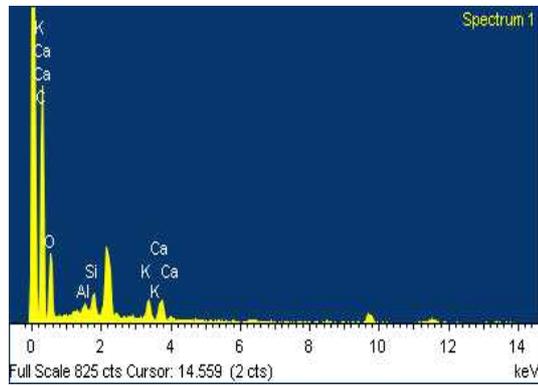
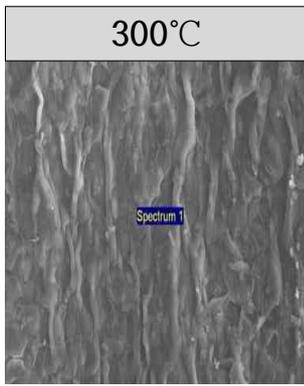
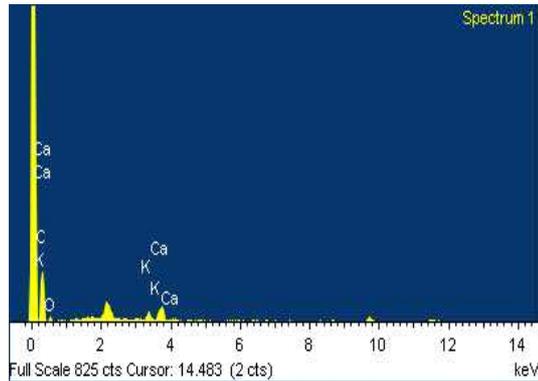
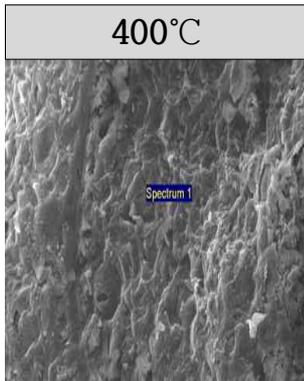


Fig. 3-120. 열분해 온도에 따른 플라타너스 가지 biochar의 SEM 사진.

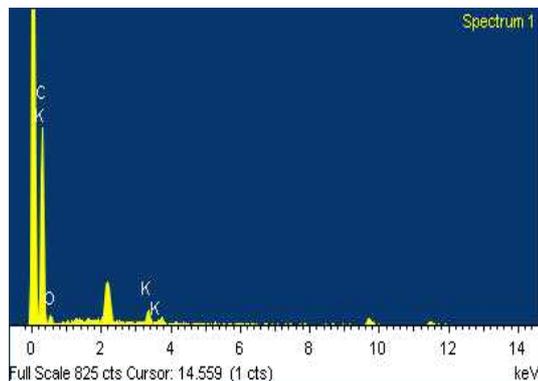
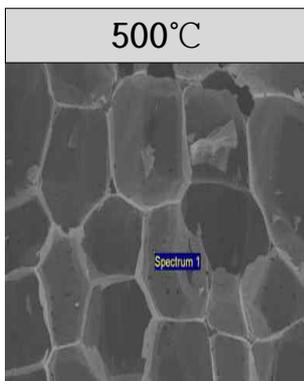
열분해 온도에 따른 플라타너스 가지 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-121에서 보는 것과 같이 300°C에서는 C, O, K 및 Ca와 함께 Al 및 Si 등이 검출되었지만 온도가 증가함에 따라 그와 같은 무기성분들은 없어지고, 탄소의 함량이 약간 증가하였다.



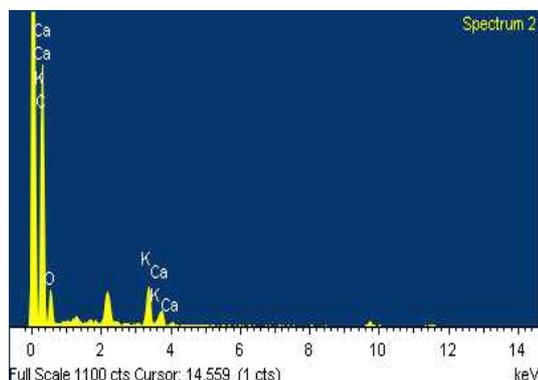
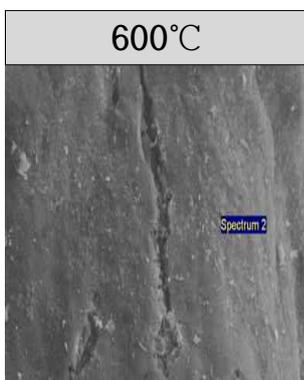
Element	Weight %	Atomic %
C	54.19	63.21
O	38.81	33.99
Al	0.74	0.38
Si	1.41	0.70
K	2.01	0.72
Ca	2.84	0.99
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	53.29	67.42
O	25.94	24.64
K	6.96	2.70
Ca	13.82	5.24
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	62.34	71.60
O	29.71	25.62
K	5.49	1.94
Ca	2.46	0.85
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	79.79	85.30
O	17.00	13.64
K	3.20	1.05
Totals	100.00	

Fig. 3-121. 열분해 온도에 따른 플라타너스 가지 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 플라타너스 가지 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-122에서 보는 바와 같다. 플라타너스 나무의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, 1,120 cm^{-1} 에서 지방족 C-OH stretching, 1,350 cm^{-1} 에서 C-N구조가 나타났으며, 1,480 cm^{-1} 에서 $-\text{CH}_2$, 1,610 cm^{-1} 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, 1,680 cm^{-1} 에서 방향족 C=C ring stretching, 2,880 cm^{-1} 에서 C-H가 나타났으며, 3,400 cm^{-1} 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

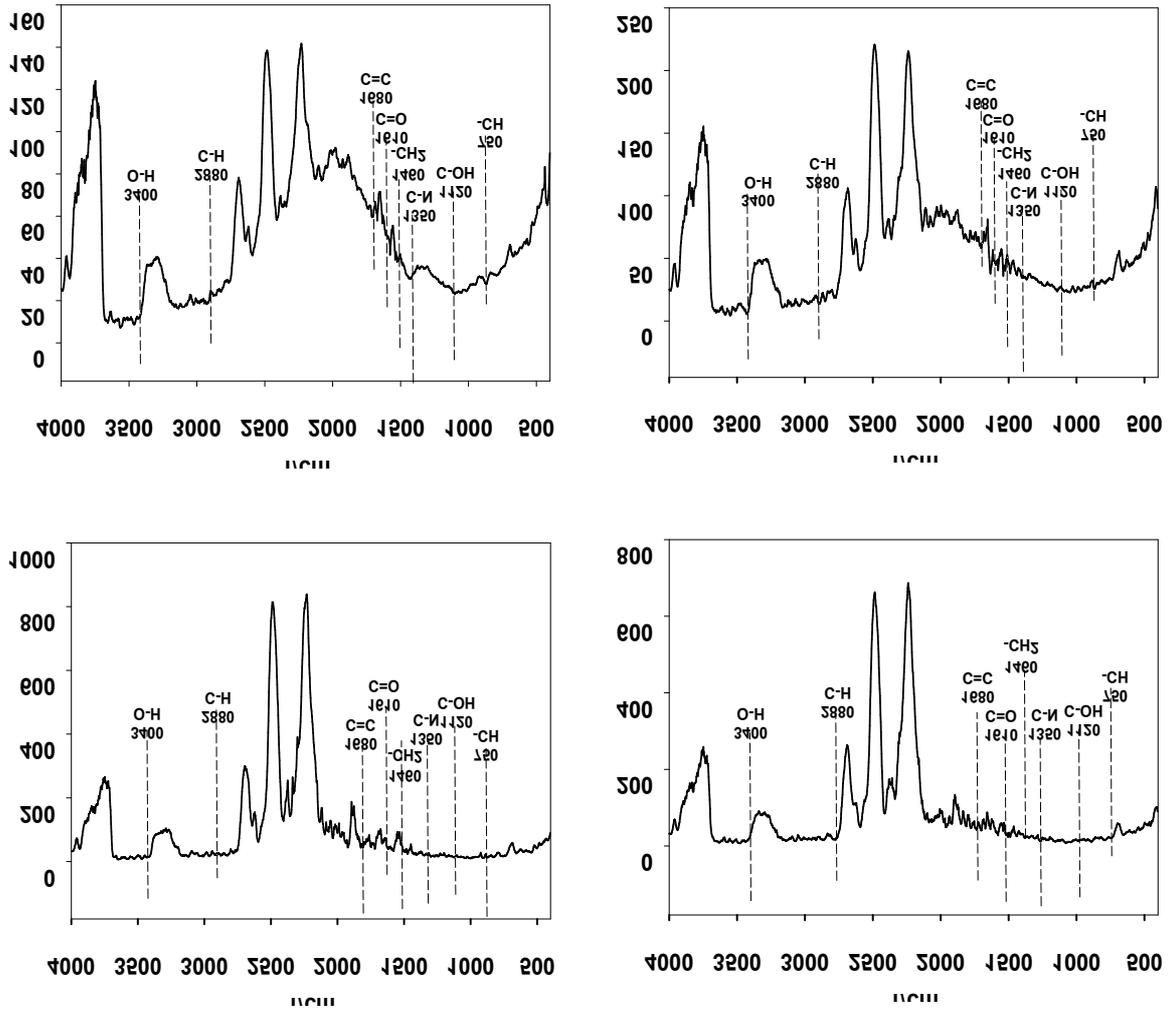


Fig. 3-122. 열분해 온도에 따른 플라타너스 가지 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

(마) 대나무

열분해 온도에 따른 대나무대 biochar의 SEM 측정결과는 Fig. 3-123에서 보는 것과 같다. 대나무 biochar의 표면은 300°C에서는 열분해됨에 따라 표면이 약간 갈라지는 형태였지만 온도가 증가함에 따라 표면이 점점 갈라져 각 마디가 명확하게 나타나는 것을 관찰할 수가 있었다.

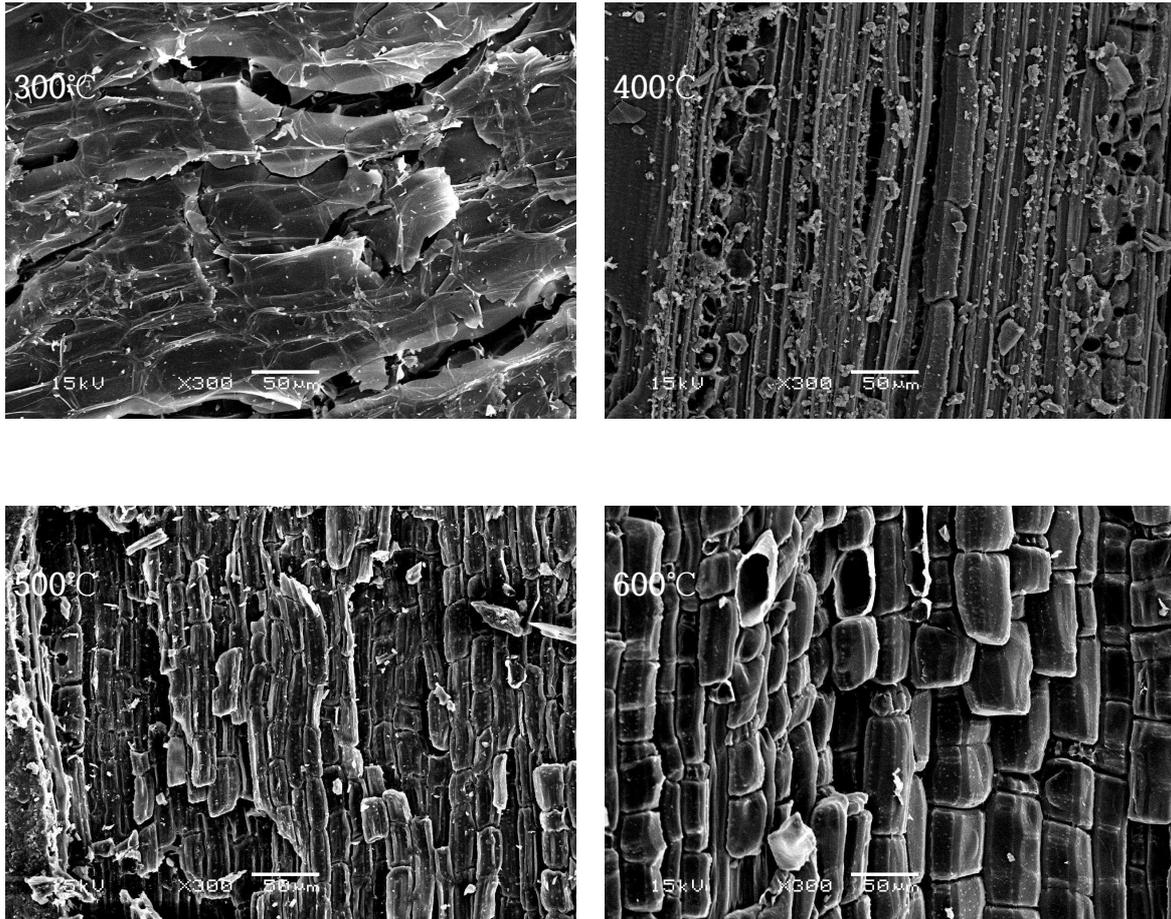
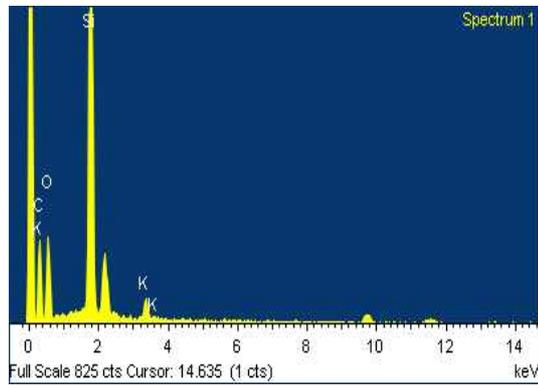
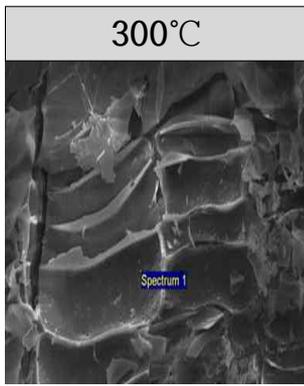
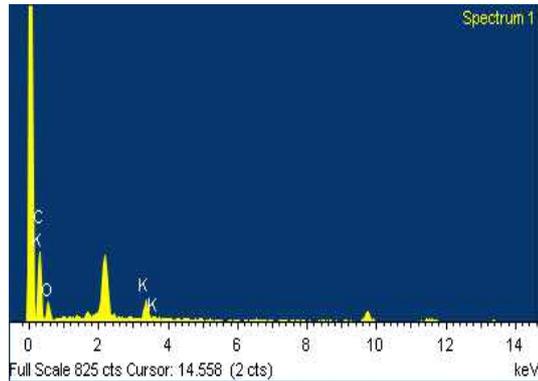
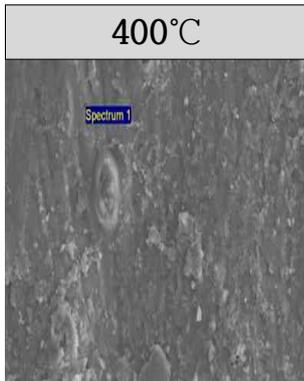


Fig. 124. 열분해 온도에 따른 대나무대 biochar의 SEM 사진.

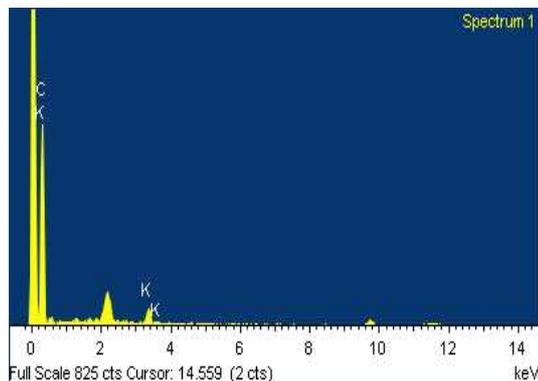
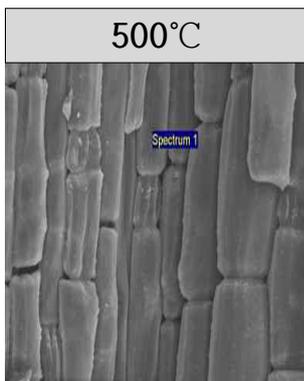
열분해 온도에 따른 대나무대 biochar의 시료표면에 존재하는 무기성분의 함량은 Fig. 3-124에서 보는 것과 같다. 대나무 biochar 시료표면에는 대부분 C, O 및 K 성분들이 검출되었으며, 400도에서는 Si가 검출되었다. 대나무 biochar의 표면에서 300°C에 비해 600°C에서 탄소의 함량이 증가하는 경향이였다.



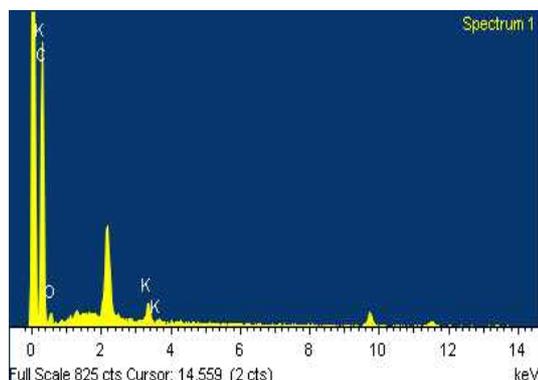
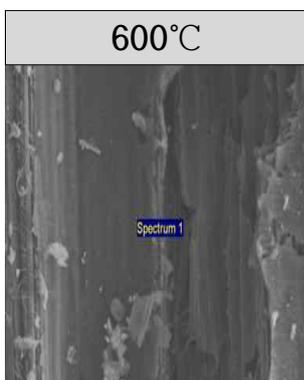
Element	Weight %	Atomic %
C	42.88	55.90
O	29.60	28.97
Si	26.13	14.57
K	1.38	0.55
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	55.66	64.86
O	37.27	32.61
K	7.06	2.53
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	81.03	86.33
O	15.80	12.63
K	3.17	1.04
Totals	100.00	



Element	Weight %	Atomic %
C	94.92	98.38
K	5.08	1.62
Totals	100.00	

Fig. 3-125. 열분해 온도에 따른 대나무대 biochar의 표면 무기성분 함량.

FT-IR을 이용한 열분해 온도별 대나무대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-126에서 보는 바와 같다. 대나무의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, 1,120 cm^{-1} 에서 지방족 C-OH stretching, 1,350 cm^{-1} 에서 C-N구조가 나타났으며, 1,480 cm^{-1} 에서 $-\text{CH}_2$, 1,610 cm^{-1} 방향족 carbonyl/carboxyl C=O, 1,680 cm^{-1} 에서 방향족 C=C ring stretching, 2,880 cm^{-1} 에서 C-H가 나타났으며 3,400 cm^{-1} 에서 O-H 작용기가 확인되었다.

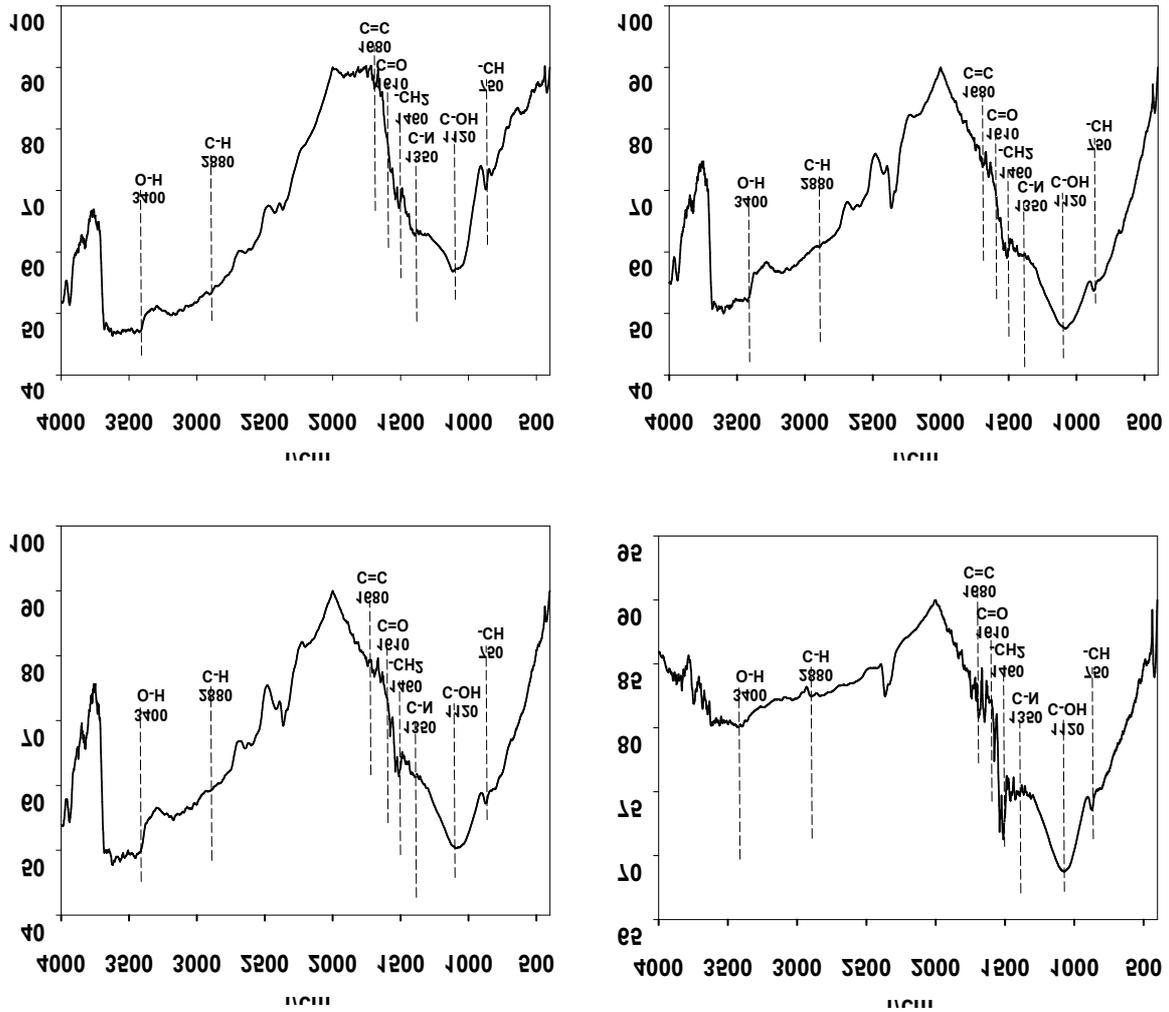


Fig. 3-126. 열분해 온도에 따른 대나무대 biochar의 FT-IR 스펙트럼 특성.

4) 농업부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

가) 액상 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

(1) 액상 활성화제제를 이용한 농업부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조

Ioannidou and Zabaniotou (2006), Girgis et al. (2002), Tsai et al. (2001) 등의 참고문헌에 따르면 액상 활성화제제는 비표면적을 증가시키고, 결합된 무기염류들을 제거함으로써 무기성분 및 중금속의 흡착 효율을 증대할 수 있다는 보고가 있다. 이에 따라 biochar의 세척시 1회를 액상 활성화제제를 사용하여 세척하였으며, 사용된 액상 활성화제제는 0.1N HCl, H₂SO₄, H₃PO₄를 사용하였으며, 2, 3회 세척시 증류수를 이용하여 세척하였다.

액상 활성화제제로 활성화된 기능성 biochar는 NH₄-N 및 PO₄-P 표준용액을 20 mg L⁻¹로 조제하여 NH₄-N 및 PO₄-P의 저감효과를 조사하였다. 그 결과는 Fig. 3-127에서 보는 것과 같이 NH₄-N의 함량은 액상 활성화제제를 이용할 때 많이 감소한 것으로 나타났으며, 특히 0.1N HCl로 세척한 부분이 가장 낮은 함량을 보였다. 하지만 인의 경우는 액상 활성화제제 이용시 별다른 차이 없이 유사한 경향이거나, 오히려 농도가 증가하는 양상을 보였다.

활성화액을 이용한 과수전정지 종류별 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P의 저감효과에 대한 결과는 Fig. 3-127에서 보는 것과 같다. NH₄-N의 함량은 다른 활성화액에 비해 0.1N H₂SO₄를 활성화액으로 사용한 biochar에서 많은 양의 NH₄-N을 저감할 수가 있었으며, 과수전정지 종류별로 비슷한 양상이었다. 이는 500°C 열분해 조건에서 대부분의 과수전정지 표면의 유기물 및 큐티클이 제거되었지만 H₂SO₄의 활성화액이 주입됨에 따라 시료표면을 세척하고 비표면적을 증가시킴으로 NH₄-N의 저감효과가 높았던 것으로 사료된다. PO₄-P의 함량은 NH₄-N과 상반된 결과로 H₂SO₄를 활성화액으로 사용한 biochar에서 가장 높은 함량을 보였고, 농도가 저감되지 않고 오히려 더 증가되는 경향이였다. 결과적으로 액상 활성화제제는 NH₄-N과 PO₄-P를 동시 제거에는 어려움이 있을 것으로 판단된다.

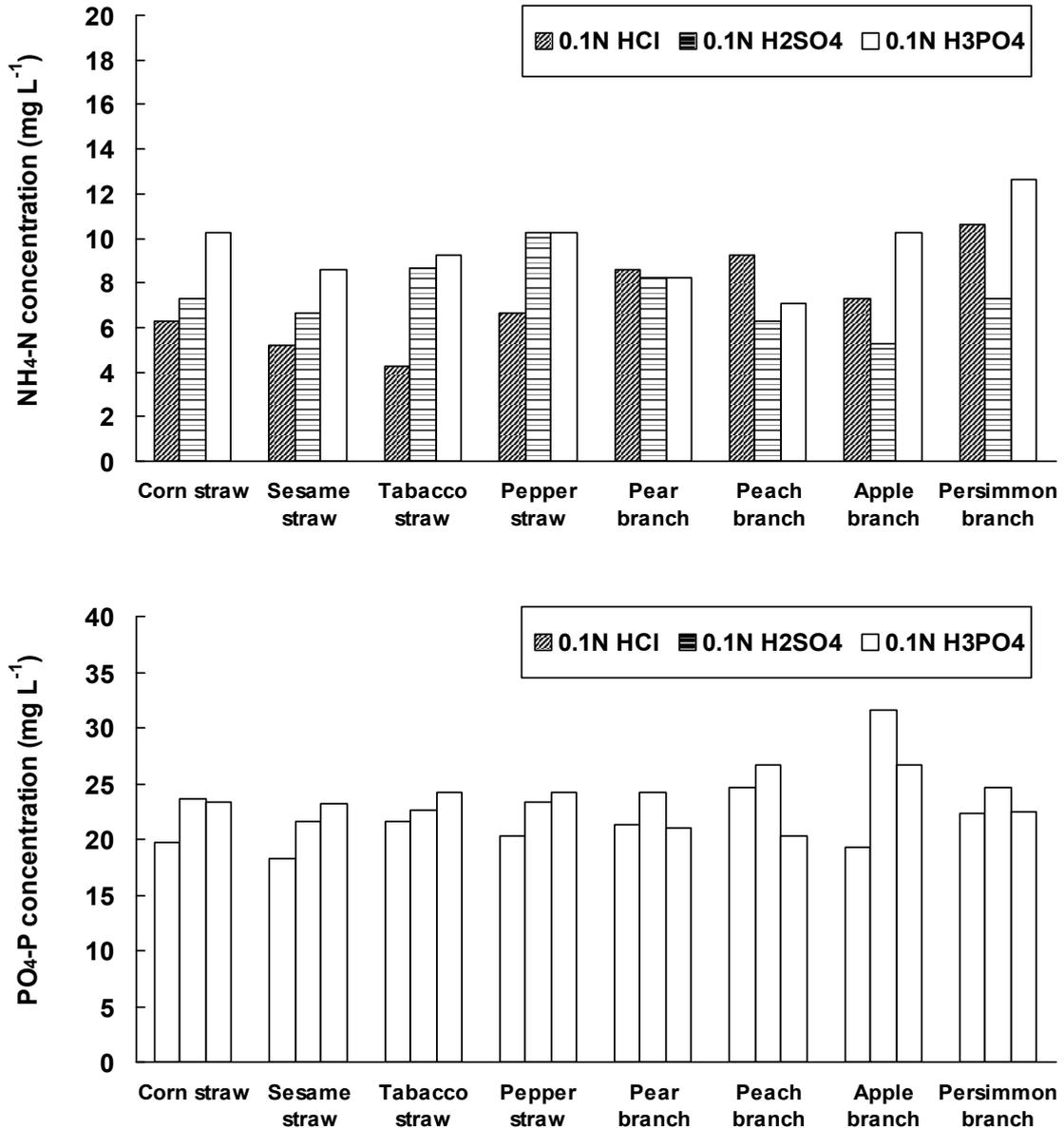


Fig. 3-127. 활성화액을 이용한 농업부산물 biochar의 질소 및 인 저감효과.

(2) 액상 활성화제제를 이용한 임산부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조

액상 활성화제제를 이용한 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P 흡착효과는 Fig. 3-128에서 보는 것과 같다. 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 저감효과는 H₃PO₄와 H₂SO₄에 비해 HCl에서 가장 낮은 함량을 보였으며, 모든 임산부산물 종류별로 비슷한 양상을 보였다. PO₄-P의 흡착효과는 농업부산물과 동일한 경향으로 인의 흡착은 거의 일어나지 않았으며, 오히려 농도가 증가하는 경향이였다.

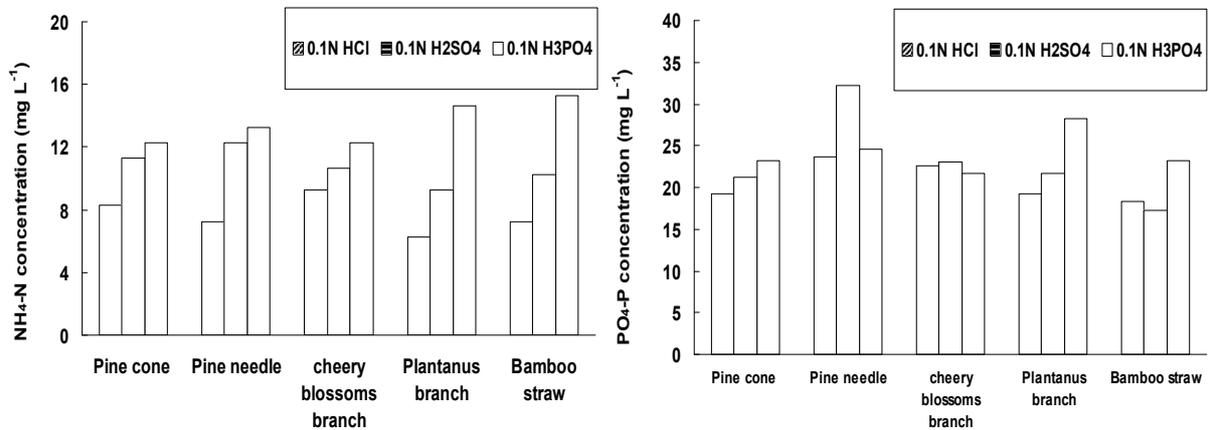


Fig. 3-128. 액상 활성화제제를 이용한 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P의 흡착 효과.

나) 분말 활성화제제를 이용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

(1) 분말 활성화제제를 이용한 농업부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 조제

KOH, ZnCl₂, MgO, K₂SO₄의 분말 활성화제와 농업부산물 종류별 제조된 biochar와 1 : 1의 비율로 혼합한 후 800°C, 2시간 가열한 뒤 0.1N HCl로 1회 세척하고 증류수로 2회 반복 세척하여 dry oven에서 건조하여 분석시료로 사용하였다. NH₄-N 및 PO₄-P 표준용액을 20mg L⁻¹로 조제한 용액을 주입하였으며, GF/C 여지로 여과한 후 여액의 NH₄-N 및 PO₄-P의 농도를 측정하였다. 여액에 남은 NH₄-N과 PO₄-P의 농도는 Fig. 3-129에서 보는 것과 같다. NH₄-N의 경우는 활성화액과 동일한 경향으로 모든 활성화제 시료에서 어느 정도의 NH₄-N용액의 저감 효과를 나타냈으며, 특히 ZnCl₂에서 가장 높은 효과를 보였다. 반면에 PO₄-P의 경우에는 KOH와 K₂SO₄ 활성화제에서는 농도가 비슷하거나 오히려 증가됨에 따라 인 흡착을 위한 활성화제 사용은 불가능 할 것으로 판단되었다. 하지만 ZnCl₂의 경우에는 50-30%정도의 인의 제거효과를 보였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, NH₄-N 및 PO₄-P의 저감을 위한 최적의 활성화제는 ZnCl₂인 것으로 사료된다. 활성화제를 이용한 과수전정지 종류별 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P에 대한 저감효과를 조사한 결과는 Fig. 3-129에서 보는 것과 같다. 활성화제 종류별 NH₄-N의 저감효과는 다른 활성화제에 비해 ZnCl₂가 가장 효과적이었으며, 임산부산물 종류별로는 배나무, 복숭아나무, 사과나무 및 감나무에서 각각 4.26, 6.21, 8.26, 8.06 mg L⁻¹으로 ZnCl₂를 혼합한 배나무전정지 biochar가 가장 효과적이었다. PO₄-P의 함량은 KOH나 K₂SO₄에 비해 ZnCl₂가 높은 저감효과를 보였으며, KOH나 K₂SO₄는 비슷하거나 오히려 더 증가되는 경향이였다.

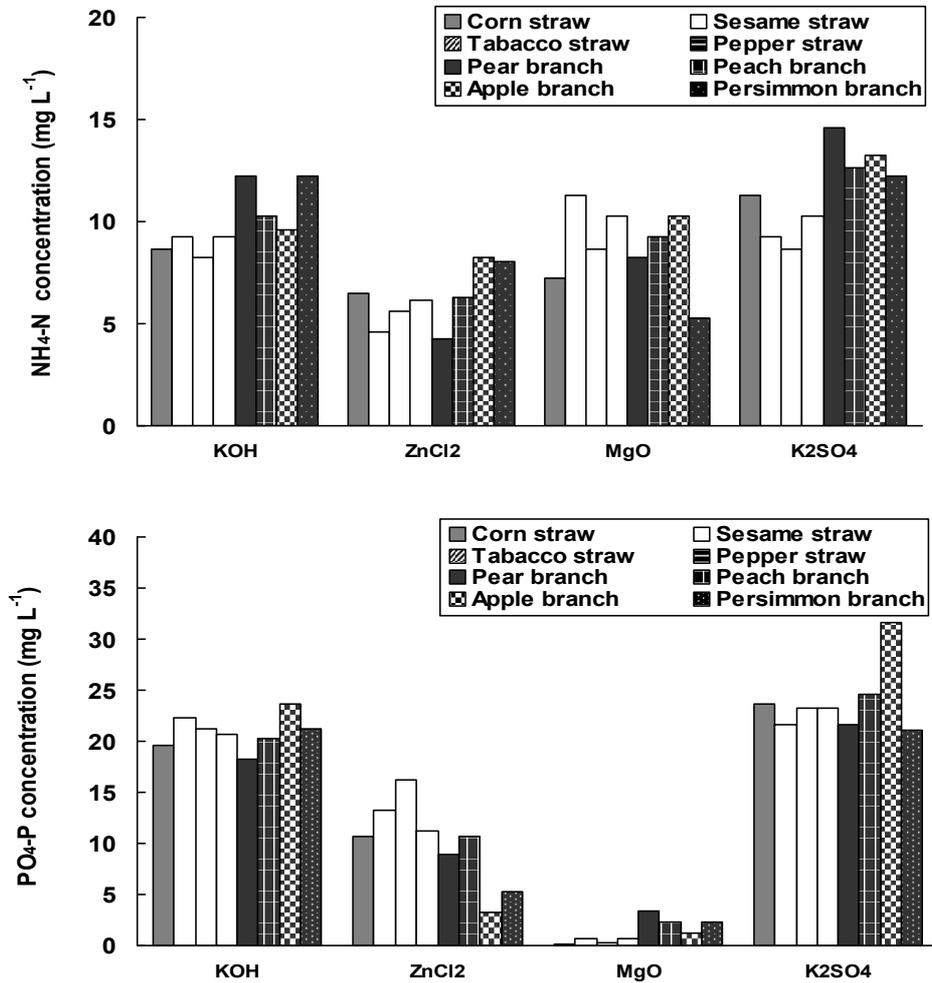


Fig. 3-129. 활성화제를 이용한 농업부산물 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P의 저감효과.

(2) 분말 활성화제제를 이용한 임산부산물 종류별 환경정화용 기능성 biochar 제조

활성화제를 이용한 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P 저감효과에 대한 결과는 Fig. 3-130에서 보는 것과 같다. NH₄-N의 경우 ZnCl₂ > MgO > KOH ≒ K₂SO₄ 순으로 ZnCl₂에서 저감효과가 아주 높았다. 이와 같은 경향은 임산부산물 종류별로 비슷한 경향이 있었다. ZnCl₂는 KOH나 K₂SO₄에 비해 PO₄-P의 농도 저감에 아주 효과적이었다. KOH와 K₂SO₄의 경우는 비슷하거나 증가하는 경향이 있었다.

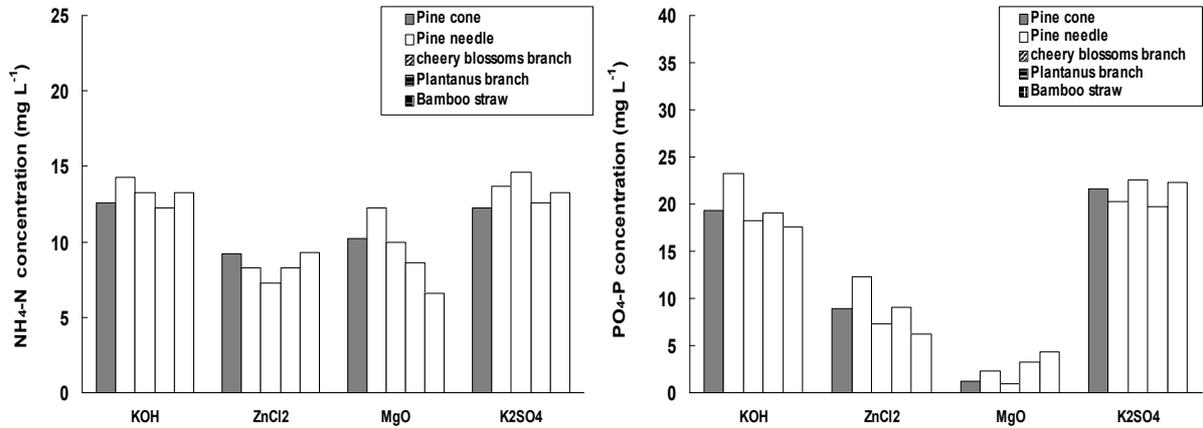


Fig. 3-130. 활성화제를 이용한 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P의 저감효과.

다) 기존 활성탄과 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가

(1) 기존 활성탄과 농업부산물 종류별 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가

기존의 환경정화용으로 이용되는 활성탄과 본 실험의 연구결과 최적으로 생산된 biochar의 질소 및 인 저감효과에 대한 결과는 Fig. 3-131에서 보는 것과 같다. NH₄-N의 결과 기존의 활성탄에 비해 농업부산물 biochar에서 NH₄-N의 저감효율이 높았으며, 특히 참깨에서 가장 좋은 저감효과를 보였다. PO₄-P의 경우에는 기존의 활성탄의 경우 인에 대한 저감효과가 매우 낮은 반면에 참깨대와 고춧대 biochar에서는 5 mg L⁻¹이하로 PO₄-P의 농도가 저감되었으며, 인 처리에 아주 효과적이었으며, 충분히 기존의 활성탄의 대체제로서 충분히 활용이 가능할 것으로 판단된다. 기존활성탄과 활성화된 과수전정지 biochar의 NH₄-N 및 PO₄-P의 저감효과 비교는 Fig. 1-125에서 보는 것과 같다. NH₄-N의 함량은 배나무 전정지 (6.61 mg L⁻¹) > 사과나무 전정지 (8.26 mg L⁻¹) > 복숭아나무 전정지 (10.61 mg L⁻¹) > 감나무 전정지 (14.62 mg L⁻¹) > 활성탄 (16.26 mg L⁻¹) 순으로 배나무 전정지 biochar가 가장 높은 저감효과를 보였다. PO₄-P의 경우는 배나무 전정지 (4.26 mg L⁻¹) > 감나무 전정지 (6.62 mg L⁻¹) > 복숭아나무 전정지 (8.26 mg L⁻¹) > 사과나무 전정지 (12.63 mg L⁻¹) > 활성탄 (16.26 mg L⁻¹) 순으로 배나무 전정지 biochar가 가장 높은 저감효과를 보였다.

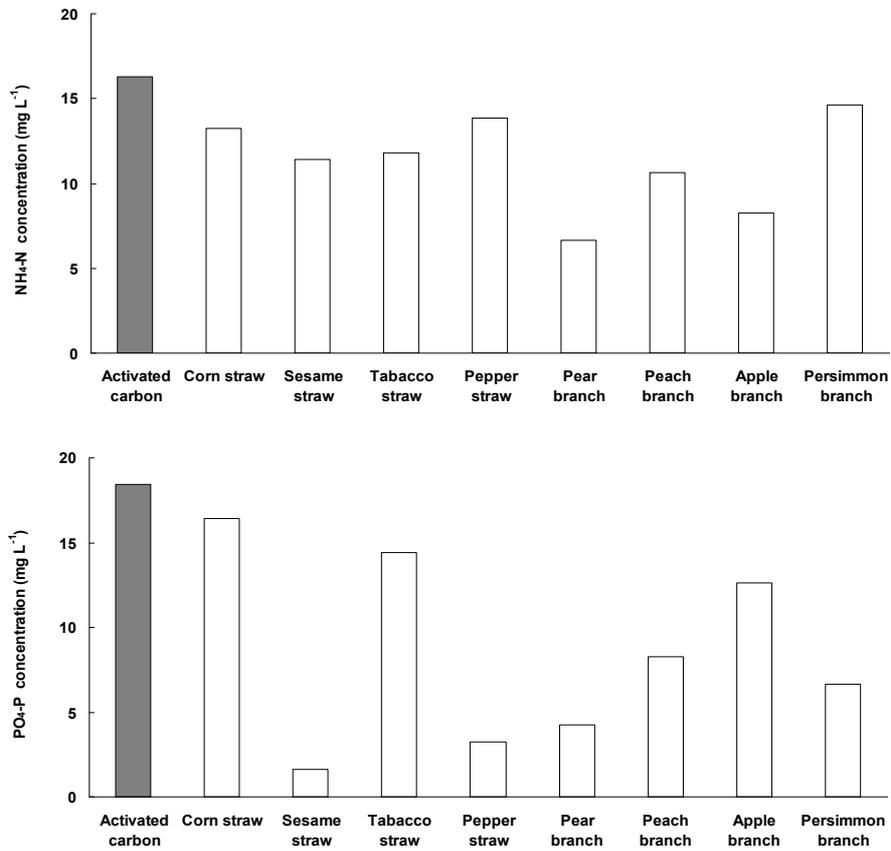


Fig. 3-131. 기존의 활성탄과 활성화된 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 저감효과.

(2) 기존 활성탄과 산림부산물 종류별 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착효율 평가
 기존 활성탄과 임산부산물 종류별 활성화된 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 저감효과 비교
 결과는 Fig. 3-132에서 보는 것과 같다.

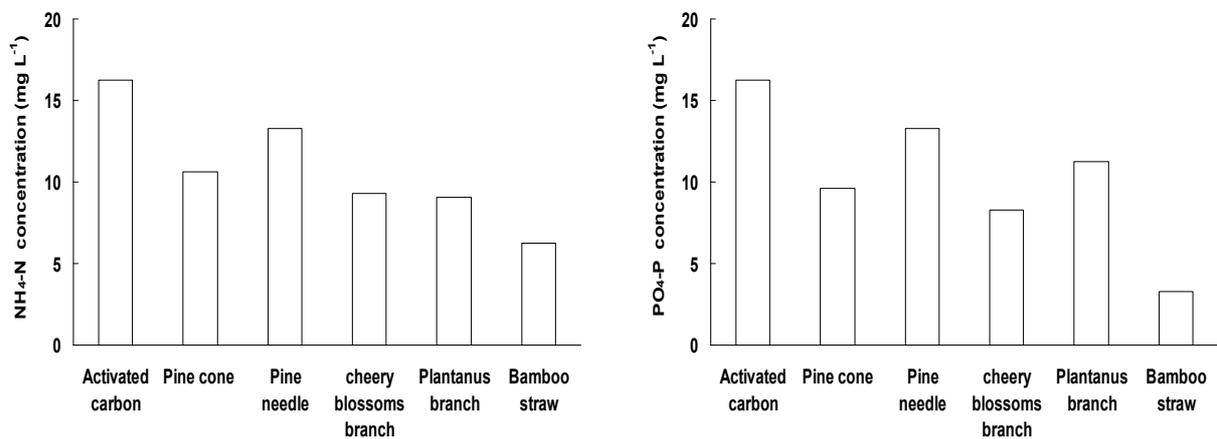


Fig. 3-132. 기존의 활성탄과 임산부산물 종류별 활성화된 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 저감효과.

기존의 활성탄에서 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 저감효과는 높았고, 특히 활성화된 대나무 biochar에서 가장 높은 효과를 보였다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 경우는 솔잎과 플라타너스의 경우 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 저감효과가 미미하였지만 대나무 biochar에서 가장 높은 효과를 보였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 임산부산물 중 대나무 biochar가 $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 제거에 아주 효과적일 것으로 판단된다.

5) Batch실험에서 농립 부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사

가) 농립부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성

(1) 암모니아성 질소

암모니아성 질소에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-133 및 Table 3-15에서 보는 바와 같다. 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (log q)과 평형상태에서 용액 중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (log C)와의 상관관계를 검토한 결과 모든 농업부산물 biochar에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

농업부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 흡착능 (K)은 담뱃대 > 배나무 전정지 > 복숭아나무 전정지 > 감나무 전정지 > 옥수수대 > 참깨대 > 고춧대 > 사과나무 전정지 순으로 담배가 1.553으로 다른 biochar에 비해 매우 높았으며, 사과나무 전정지가 가장 낮았다.

농업부산물 종류별 암모니아성 질소의 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.4820-0.8295 범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다. 일반적으로 흡착강도 (1/n)값이 1보다 클 경우에는 S형 등온흡착식을 갖게 되며, 1보다 작을 경우 L형의 등온흡착식을 갖게 되고, 1일 경우에는 C형의 등온흡착특성을 갖는 것으로 알려져 있다 (Weber and Miller, 1986).

암모니아성 질소에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-133 및 Table 3-15에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 최대흡착능 (a)은 고춧대 > 담뱃대 > 참깨대 > 감나무 전정지 > 배나무 전정지 > 복숭아나무 전정지 > 옥수수대 > 사과나무 전정지 순으로 고춧대 및 담뱃대가 각각 61.37 및 45.45 mg kg^{-1} 으로 다른 부산물 biochar에 비해 매우 높았다. 농업부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 결합세기 (b)는 사과나무 전정지 및 복숭아나무 전정지가 0.0776 및 0.52로 가장 높았으며, 사과나무 전정지 및 복숭아나무 전정지를 제외한 나머지 부산물 biochar의 결합세기는 0.0163-0.0457 정도이었다.

이상의 결과에서 농업부산물 종류별 암모니아성 질소 흡착능은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 담뱃대 biochar가 다른 부산물 biochar에 비해 높았다.

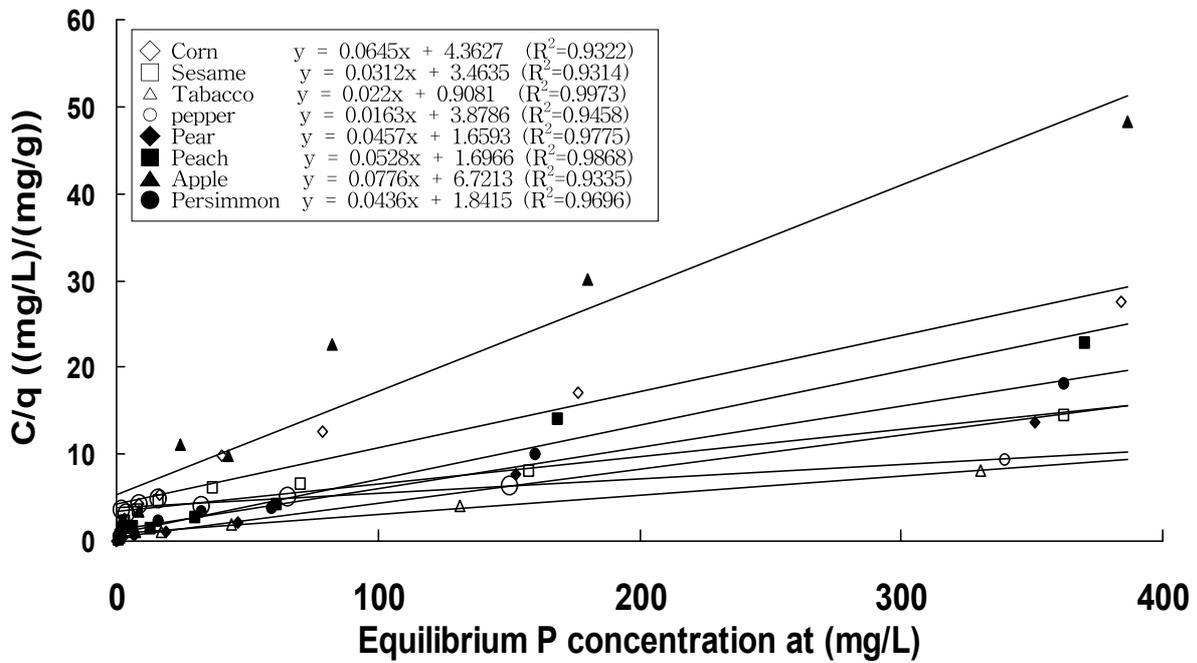
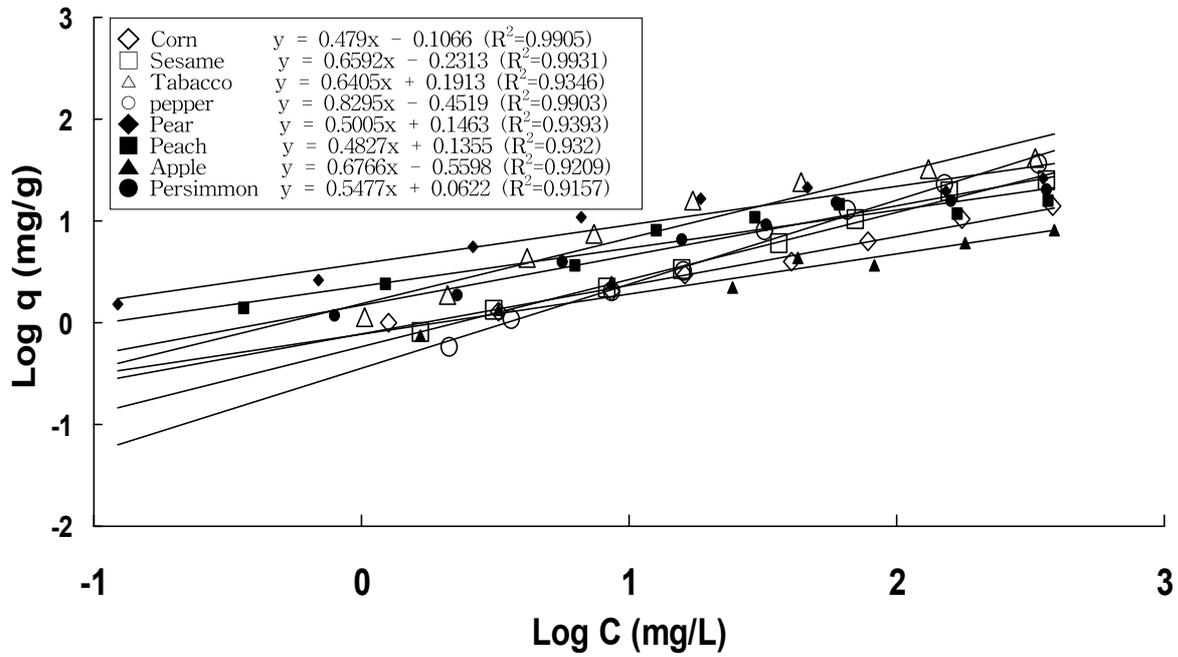


Fig. 3-133. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 흡착능.

Table 3-15. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Agricultural waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Corn	0.7823	0.4790	0.9905	15.5039	0.0645	0.9322
Sesame	0.5871	0.6592	0.9931	32.0513	0.0312	0.9314
Tabacco	1.5535	0.6405	0.9346	45.4545	0.0220	0.9973
Pepper	0.3533	0.8295	0.9903	61.3497	0.0163	0.9458
Pear	1.4006	0.5005	0.9393	21.8818	0.0457	0.9775
Peach	1.3662	0.482	0.9320	18.9394	0.0528	0.9868
Apple	0.2755	0.6766	0.9209	12.8866	0.0776	0.9335
Persimmon	1.1540	0.5477	0.9157	22.9358	0.0436	0.9696

(2) 인

인에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-134 및 Table 3-16에서 보는 바와 같다. 농업부산물 종류별 biochar의 인 흡착능 (K)은 참깨대 > 고춧대 > 배나무 전정지 > 담뱃대 > 복숭아나무 전정지 > 감나무 전정지 > 사과나무 전정지 > 옥수수대 순으로 참깨대가 6.76으로 다른 biochar에 비해 매우 높았으며, 옥수수대가 가장 낮았다. 농업부산물 종류별 biochar의 인 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.1771-0.5408 범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다.

인에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-134 및 Table 3-16에서 보는 바와 같다. 농업부산물 종류별 biochar의 인 최대흡착능 (a)은 배나무 전정지 > 감나무 전정지 > 복숭아나무 전정지 > 참깨대 > 고춧대 > 옥수수대 > 담뱃대 > 사과나무 전정지 순으로 배나무 전정지 및 감나무 전정지 각각 25.57 및 21.05 mg kg⁻¹으로 다른 부산물 biochar에 비해 매우 높았다. 농업부산물 종류별 biochar의 인 결합세기 (b)는 참깨대와 사과나무 전정지가 각각 0.118 및 0.109로 가장 높았다.

이상의 결과에서 농업부산물 종류별 biochar의 인 흡착능은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 과수전정지에서는 배나무가, 농업부산물에서는 참깨가 가장 높았다.

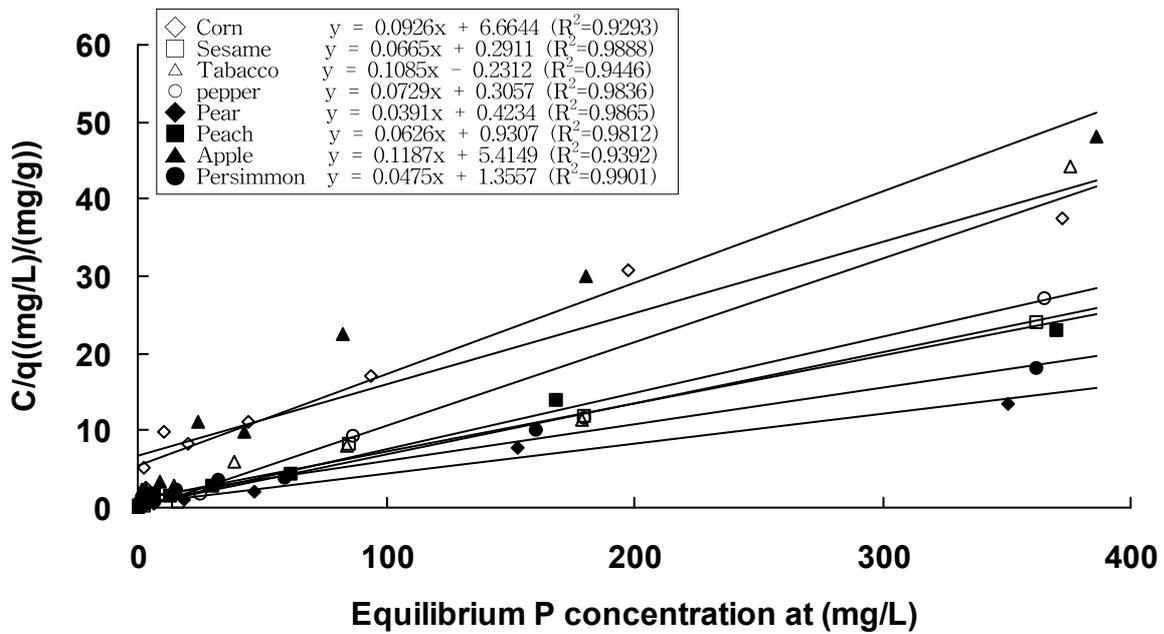
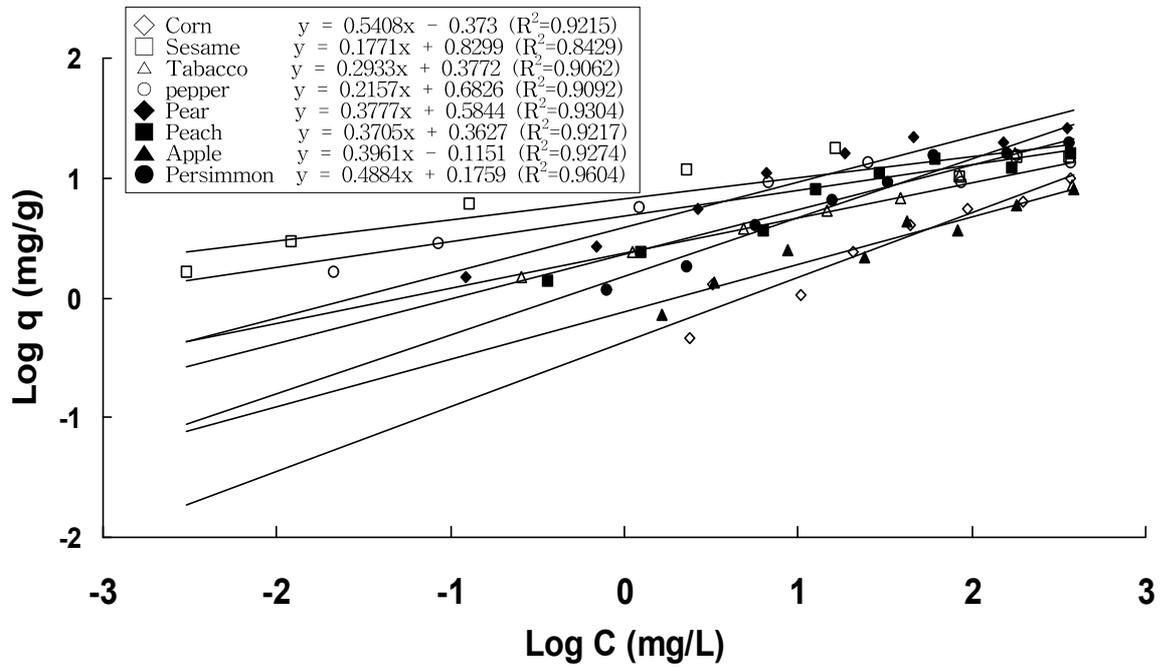


Fig. 3-134. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 PO₄-P 흡착능.

Table 3-16. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 PO₄-P 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Agricultural waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Corn straw	0.4236	0.5408	0.9215	10.7991	0.0926	0.0926
Sesame straw	6.7593	0.1771	0.8429	15.0376	0.0665	0.0665
Tabacco straw	2.3834	0.2933	0.9062	9.2166	0.1085	0.1085
Pepper straw	4.8150	0.2157	0.9092	13.7174	0.0729	0.0729
Pear branch	3.8406	0.3777	0.9304	25.5754	0.0391	0.9865
Peach branch	2.3052	0.3705	0.9217	15.9744	0.0626	0.9812
Apple branch	0.7672	0.3961	0.9274	8.4246	0.1187	0.9392
Persimmon branch	1.4993	0.4884	0.9604	21.0526	0.0475	0.9901

(3) 중금속

중금속에 대한 농업부산물 biochar의 흡착능을 조사하기 위한 실험으로 중금속은 Pb, Cu, Cd으로 구분하여 조사하였다.

납에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-135 및 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 납 흡착능 (K)은 고춧대 > 참깨대 ≥ 담뱃대 ≥ 옥수수대 순으로 고춧대가 0.7259으로 다른 biochar에 비해 매우 높았다. 농업부산물 종류별 biochar의 납 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.4996-0.6035 범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다.

납에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 1-134 및 Table 1-6에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 납 최대흡착능 (a)은 담뱃대 (19.69)> 고춧대 (17.67) > 참깨대 (14.10) > 옥수수대 (9.39) 순으로 담뱃대가 가장 높았다, 농업부산물 종류별 biochar의 납 결합세기 (b)는 옥수수, 참깨, 담배, 고추가 각각 0.1065, 0.0709, 0.0508, 0.0566이었으며, 옥수수대가 가장 높았다. 이상의 결과에서 농업부산물 종류별 납 흡착능은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 고춧대가 가장 높았다.

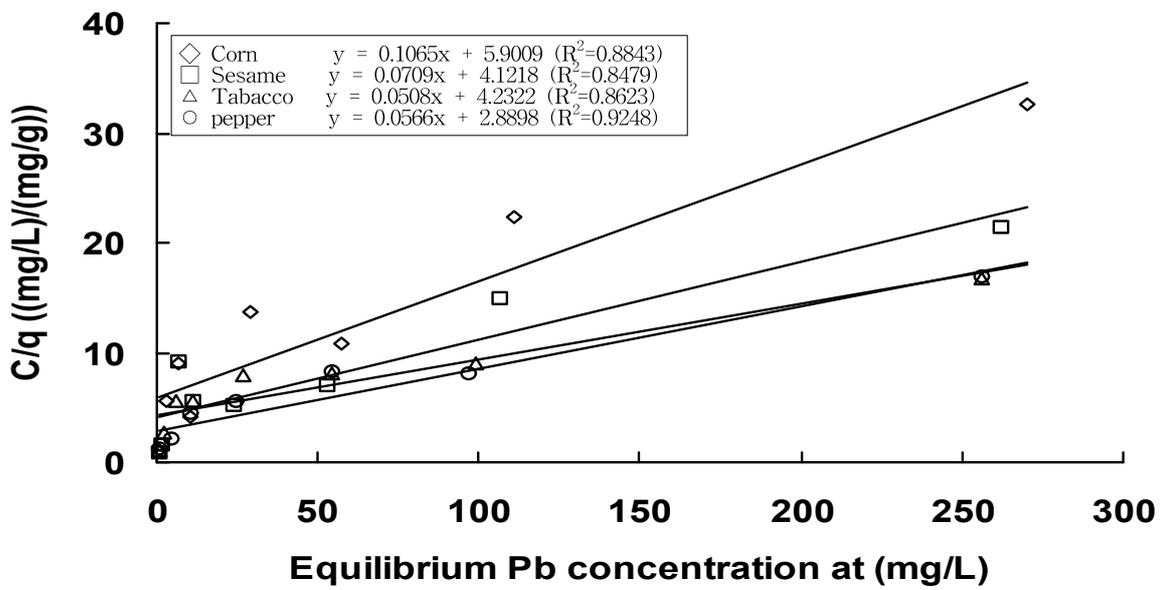
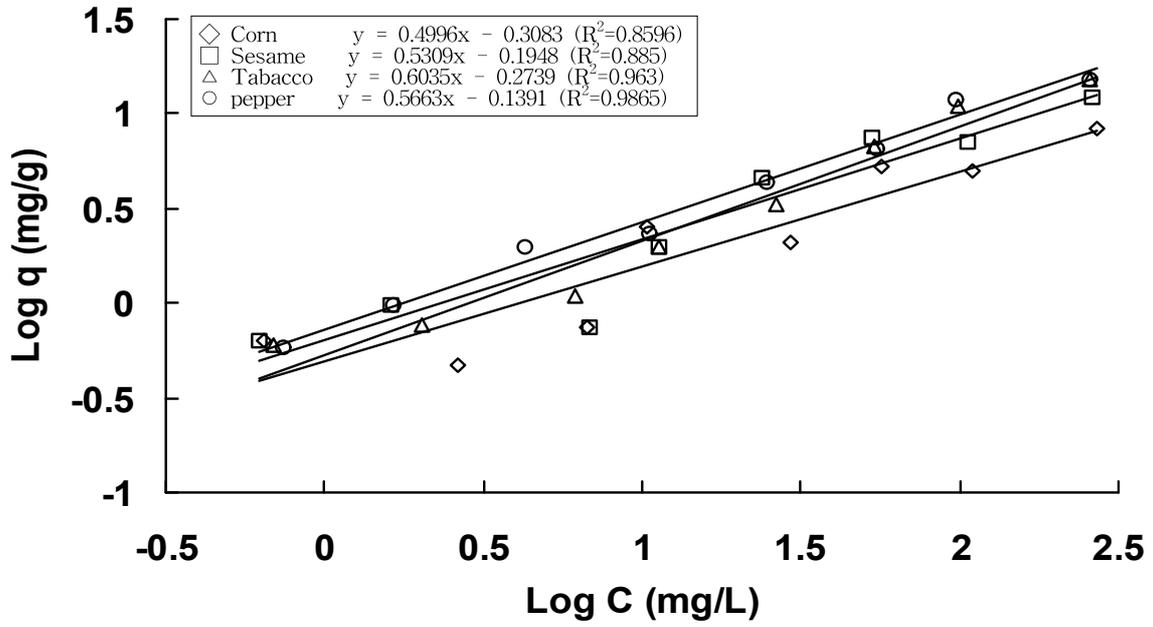


Fig. 3-135. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 Pb 흡착능.

Table 3-17. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 Pb 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Agricultural waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Corn straw	0.4917	0.4996	0.8596	9.3897	0.1065	0.8843
Sesame straw	0.6386	0.5309	0.8850	14.1044	0.0709	0.8479
Tabacco straw	0.5322	0.6035	0.9630	19.6850	0.0508	0.8623
Pepper straw	0.7259	0.5663	0.9865	17.6678	0.0566	0.9248

구리에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능(K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-136 및 Table 3-18에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 구리 흡착능 (K)은 담뱃대 biochar가 0.6328로 다른 부산물 biochar에 비해 높았으며, 옥수수대가 0.0888로 가장 낮았다. 농업부산물 종류별 biochar의 구리 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.3355-0.9012 범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다.

구리에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-136 및 Table 3-18에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 구리 최대흡착능 (a)은 옥수수대가 34.96 mg kg⁻¹으로 다른 부산물 biochar에 비해 높은 경향이었고, 농업부산물 종류별 biochar의 Cu 결합세기 (b)는 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대가 각각 0.0286, 0.2521, 0.2347, 0.0722이었으며, 참깨대와 담뱃대가 옥수수대와 고춧대에 비해 높았다.

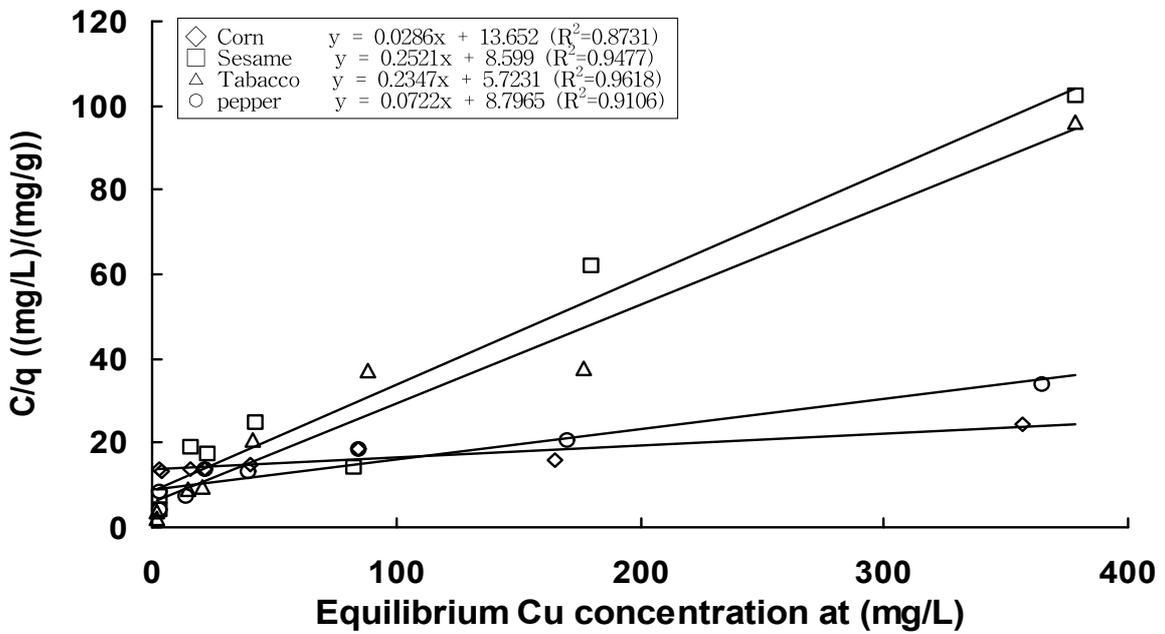
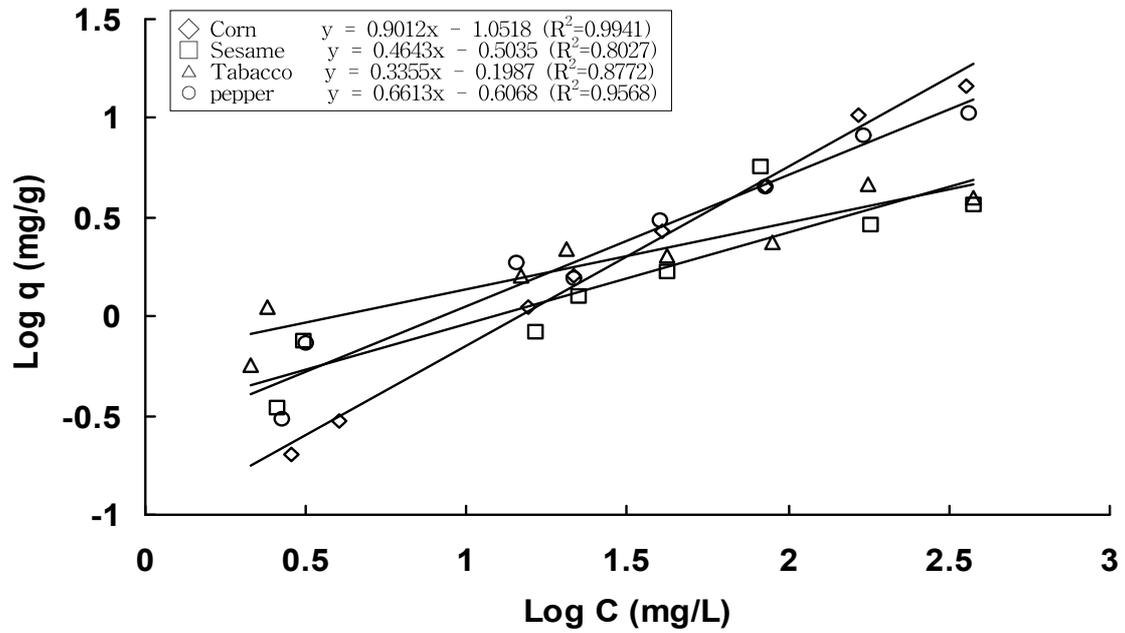


Fig. 3-136. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 Cu 흡착능.

Table 3-18. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 Cu 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Agricultural waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Corn straw	0.0888	0.9012	0.9941	34.9650	0.0286	0.8731
Sesame straw	0.3137	0.4643	0.8027	3.9667	0.2521	0.9477
Tabacco straw	0.6328	0.3355	0.8772	4.2608	0.2347	0.9618
Pepper straw	0.2473	0.6613	0.9568	13.8504	0.0722	0.9106

카드뮴에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-137 및 Table 3-19에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 카드뮴 흡착능 (K)은 옥수수대, 참깨대, 담뱃대, 고춧대가 각각 0.0937, 1.883, 0.7504 및 0.5405로 담뱃대와 고춧대가 옥수수대나 참깨대에 비해 높은 경향이 있었다. 농업부산물 종류별 biochar의 카드뮴의 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.4319-0.6855 범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다.

카드뮴에 대한 농업부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-137 및 Table 3-19에서 보는 바와 같다.

농업부산물 종류별 biochar의 카드뮴 최대흡착능 (a)은 담뱃대가 19.4 mg kg⁻¹으로 다른 부산물 biochar에 비해 높은 경향이었고, 농업부산물 종류별 biochar의 Cd 결합세기 (b)는 옥수수대와 참깨대가 각각 0.2440 및 0.5566으로 다른 부산물에 비해 높은 경향이 있었다.

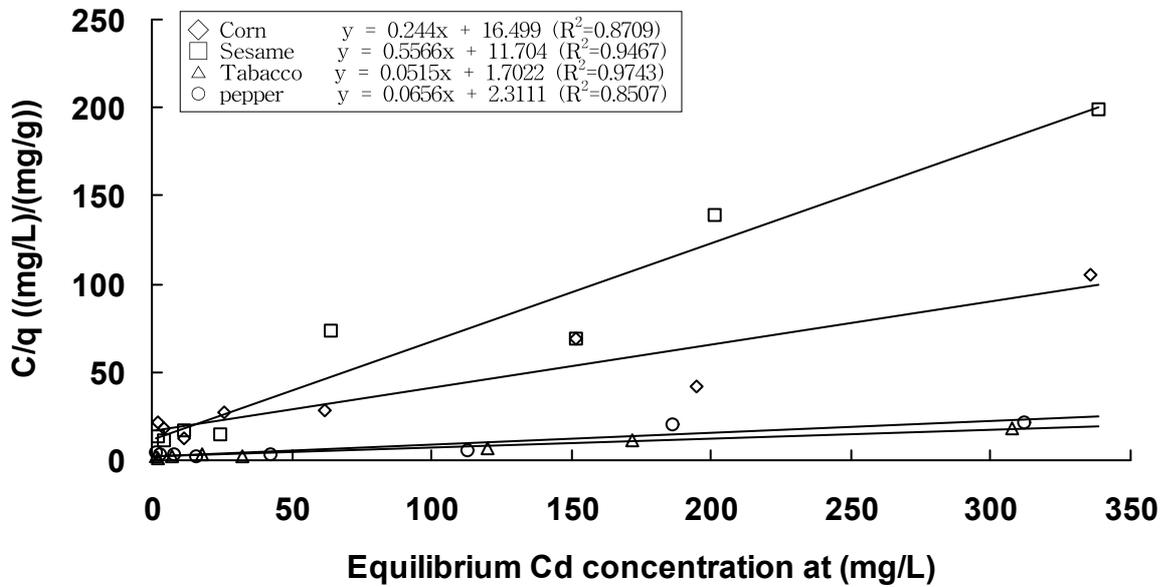
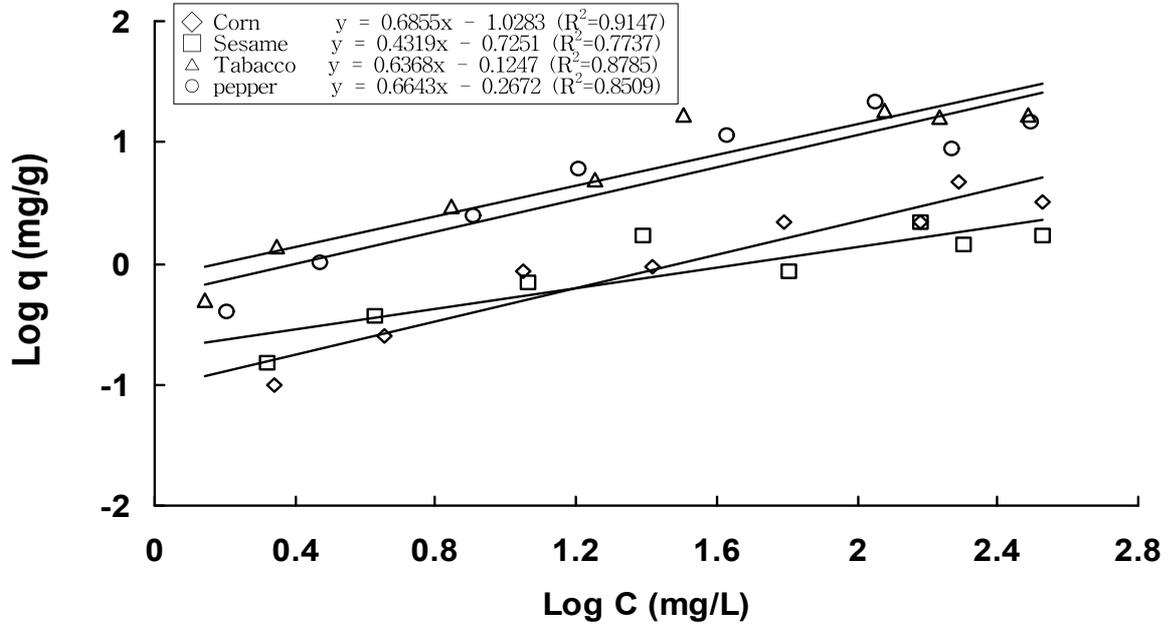


Fig. 3-137. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 Cd 흡착능.

Table 3-19. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 농업부산물 종류별 biochar의 Cd 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Agricultural waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Corn straw	0.0937	0.6855	0.9147	4.0984	0.2440	0.8709
Sesame straw	0.1883	0.4319	0.7737	1.7967	0.5566	0.9467
Tabacco straw	0.7504	0.6368	0.8785	19.4175	0.0515	0.9743
Pepper straw	0.5405	0.6643	0.8509	15.2439	0.0656	0.8507

나) 임산부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착특성

(1) 암모니아성 질소

암모니아성 질소에 대한 임산부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-138 및 Table 3-20에서 보는 바와 같다. 임산부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 흡착능 (K)은 대나무 > 플라타너스 > 벚꽃나무 > 솔방울 > 솔잎 순으로 대나무가 1.134로 다른 biochar에 비해 매우 높았으며, 솔잎이 가장 낮았다.

임산부산물 종류별 암모니아성 질소의 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.5516-0.5970범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다. 암모니아성 질소에 대한 임산부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-138 및 Table 3-20에서 보는 바와 같다.

임산부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 최대흡착능 (a)은 대나무 > 플라타너스 > 벚꽃나무 > 솔방울 > 솔잎 순으로 대나무 biochar 32.89 mg kg⁻¹으로 다른 부산물 biochar에 비해 매우 높았다. 임산부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 결합세기 (b)는 솔잎이 0.1615로 가장 높았다.

이상의 결과에서 임산부산물 종류별 암모니아성 질소 흡착능은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 대나무 biochar가 다른 부산물 biochar에 비해 높았다.

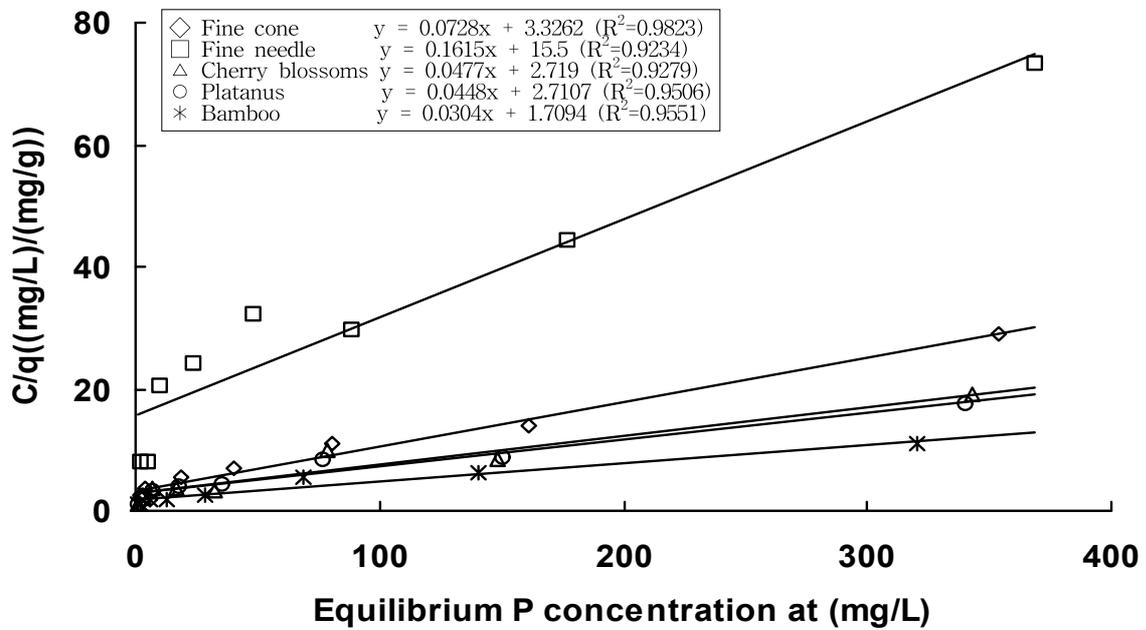
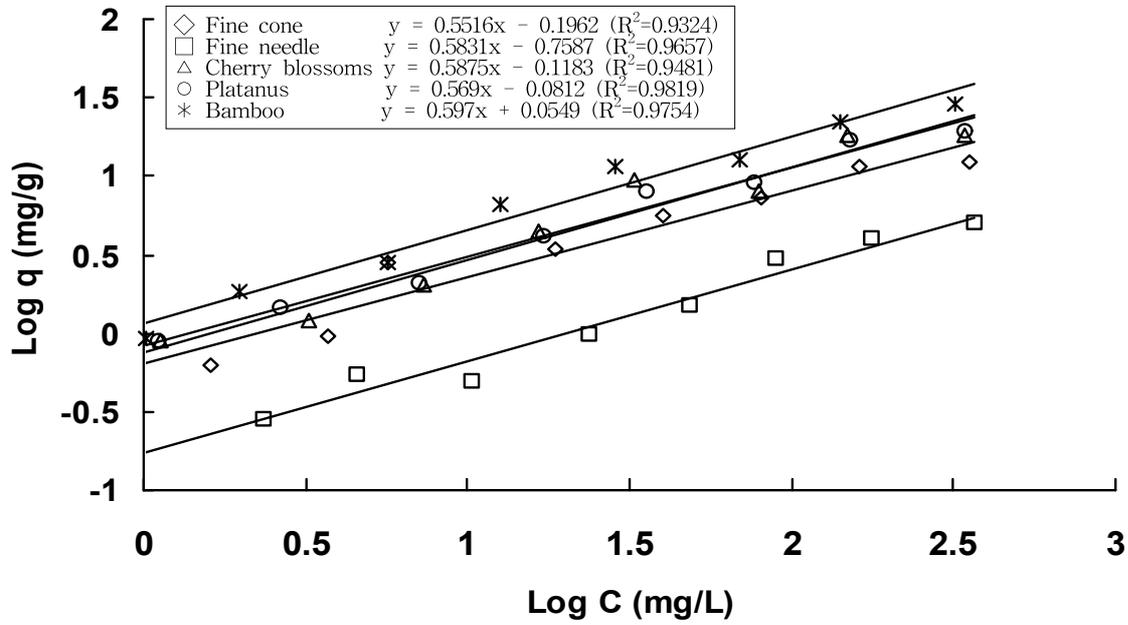


Fig. 3-138. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 흡착능.

Table 3-20. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 임산부산물 종류별 biochar의 NH₄-N 흡착능 (K), 흡착강도 (1/n), 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)

Forest waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Fine cone	0.6365	0.5516	0.9324	13.7363	0.0728	0.9823
Fine needle	0.1743	0.5831	0.9657	6.1920	0.1615	0.9234
Cherry blossoms branch	0.7616	0.5875	0.9481	20.9644	0.0477	0.9279
Platanus branch	0.8295	0.5690	0.9819	22.3214	0.0448	0.9506
Bamboo straw	1.1347	0.5970	0.9754	32.8947	0.0304	0.9551

(2) 인

인에 대한 임산부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-139 및 Table 3-21에서 보는 바와 같다.

임산부산물 종류별 biochar의 인 흡착능 (K)은 대나무 ≫ 벚꽃나무 > 플라타너스 > 솔방울 > 솔잎의 순으로 대나무가 5.92로 다른 biochar에 비해 매우 높았다. 임산부산물 종류별 biochar의 인 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.4041-0.7367범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다.

인에 대한 임산부산물 종류별 biochar의 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-139 및 Table 3-21에서 보는 바와 같다.

임산부산물 종류별 biochar의 인 최대흡착능 (a)은 대나무 > 벚꽃나무 > 플라타너스 > 솔방울 > 솔잎 순으로 대나무가 46.29 mg kg⁻¹으로 다른 부산물 biochar에 비해 매우 높았다. 임산부산물 종류별 biochar의 인 결합세기 (b)는 솔잎이 0.1064로 가장 높았다.

이상의 결과에서 산림부산물 종류별 biochar의 인 흡착능은 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 대나무가 가장 높았다.

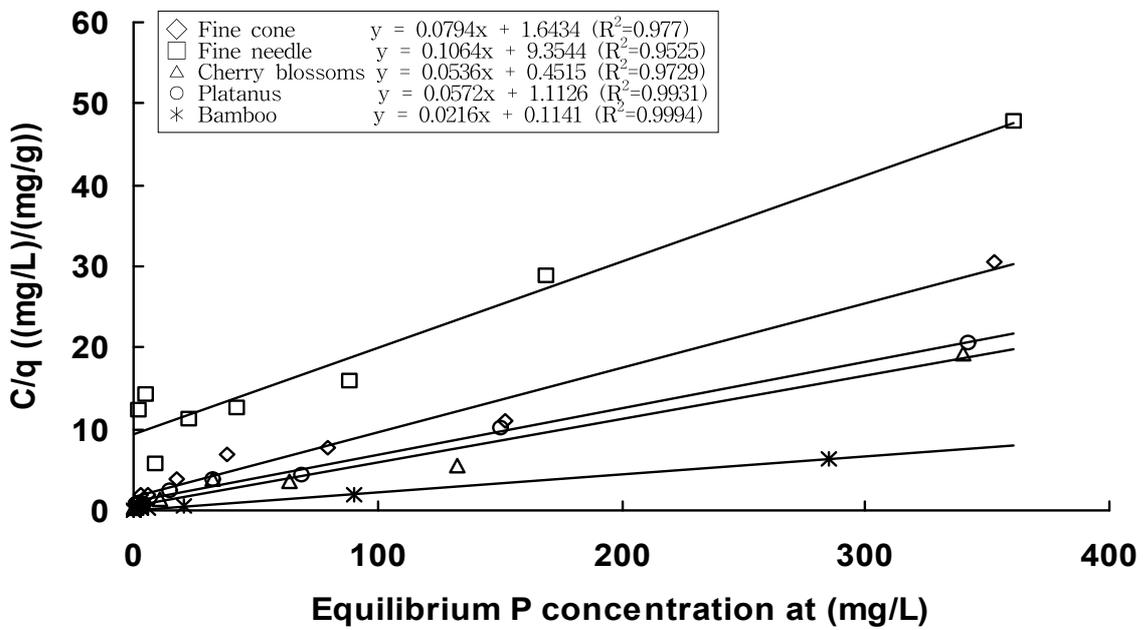
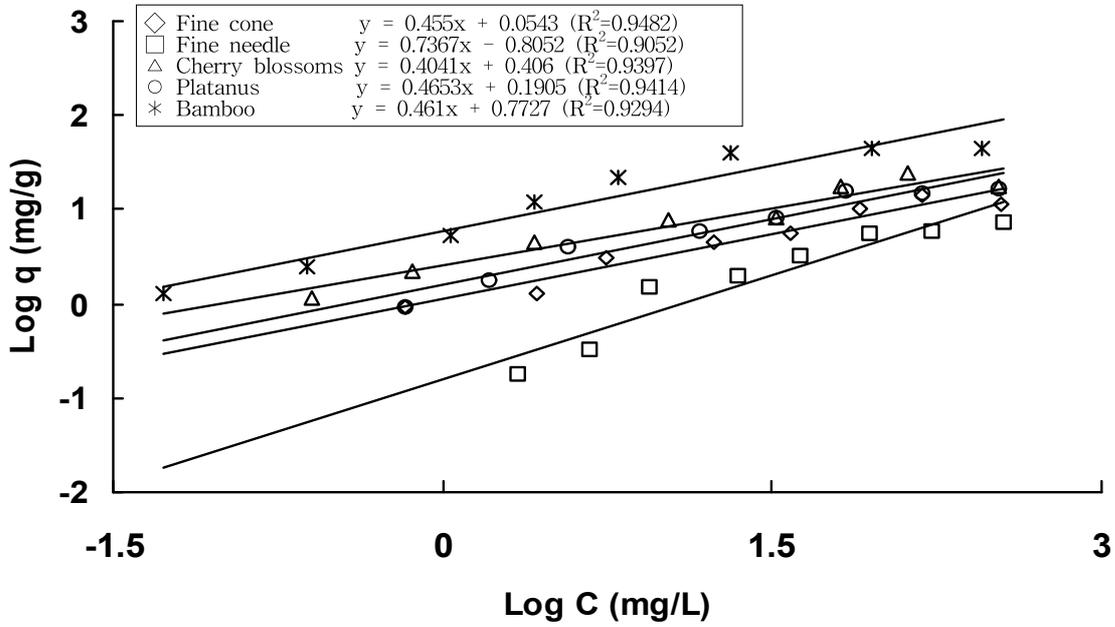


Fig. 3-139. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 임신부산물 종류별 biochar의 PO_4 -P 흡착능.

Table 3-21. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 임산부산물 종류별 biochar의 PO₄-P의 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Forest waste biochar	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	r	a	b	r
Fine cone	1.1332	0.4550	0.9482	12.5945	0.0794	0.977
Fine needle	0.1566	0.7367	0.9052	9.3985	0.1064	0.9525
Cherry blossoms branch	2.5468	0.4041	0.9397	18.6567	0.0536	0.9729
Platanus branch	1.5506	0.4653	0.9414	17.4825	0.0572	0.9931
Bamboo straw	5.9252	0.4610	0.9294	46.2963	0.0216	0.9940

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화

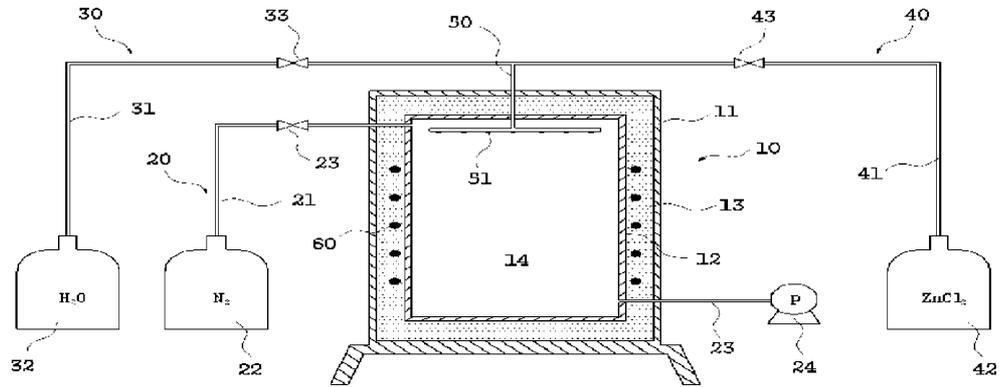
1) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발

가) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 설계, 제작 및 시운전

(1) ZnCl₂로 활성화된 biochar 제조장치 설계 및 제작 및 시운전

농림바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치는 1차년도에 연구결과 최적조건을 이용한 장치로서 열분해 과정과 ZnCl₂를 이용한 활성화과정이 자동적으로 운전되는 시스템이며, 환경정화용 biochar의 제조장치에서 제조된 biochar는 오염물질의 정화효율이 뛰어나며, 특히 인에 대한 흡착능력을 향상시킬 수 있는 biochar 제조장치로서 설계 및 제작과정은 Fig. 3-140 및 3-141에서 보는 것과 같다. 환경정화용 biochar의 주요 구성은 챔버부, 상기 챔버부의 내부에 열을 공급하는 히터부, 상기 챔버부의 내부에 물을 공급하는 물공급부 및 상기 챔버부의 내부에 염화아연 (ZnCl₂) 용액을 공급하는 염화아연공급부를 포함하여 구성하였다.

본 연구결과를 이용하여 특허를 등록하였으며, 본 환경정화용 biochar제조장치에서 제조된 biochar는 인 흡착능이 우수하였다.



No.	Name	No.	Name	No.	Name
10	챔버부	25	진공관	51	노즐장치
11	외부챔버	30	물공급부	60	히터부
12	내부챔버	31	물공급관	100	제어부
13	보온층	32	물저장조	110	입력부
14	내부챔버의 내부	33	물공급밸브	120	온도센서부
20	질소공급부	40	염화아연공급부	130	타이머부
21	질소공급관	41	염화아연이송관	140	메모리부
22	질소저장조	42	염화아연용액저장조		
23	질소공급밸브	43	염화아연공급밸브		
24	진공펌프부	50	공급관		

Fig. 3-140. ZnCl₂로 활성화된 인 흡착이 가능한 biochar제조장치.



<완성된 환경정화용 biochar장치>



<시운전으로 제조된 biochar>

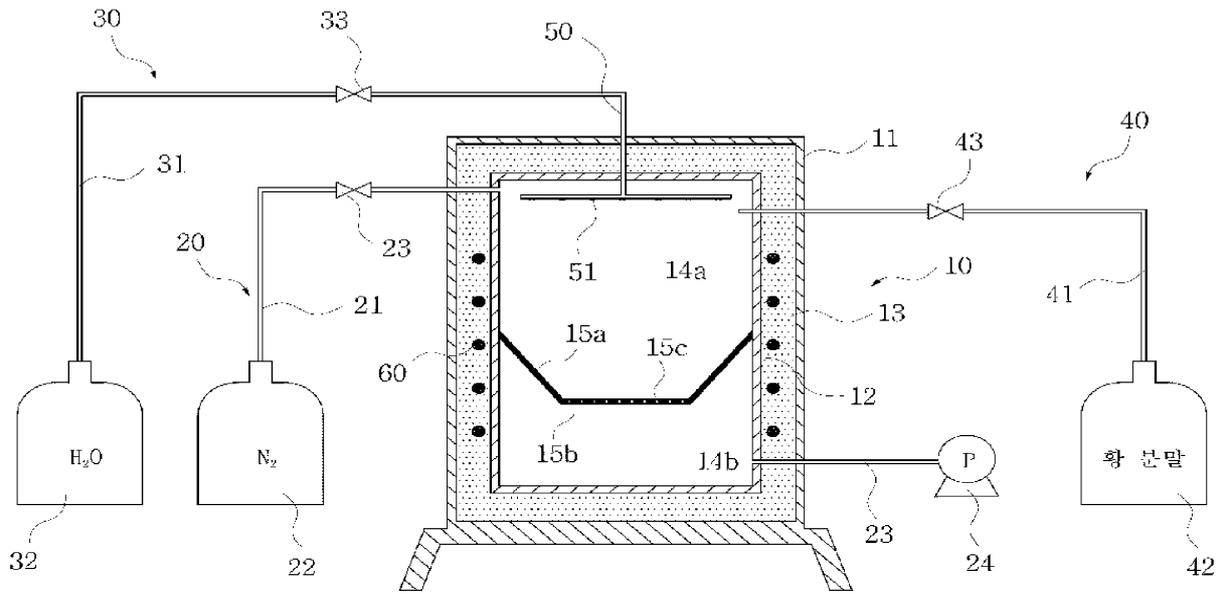
Fig. 3-141. 환경정화용 biochar 제조 장치 제작.

(2) 인공습지 독립영양 탈질을 위한 황첨착 biochar 제조장치 설계

농업 및 산림 부산물로 구성되는 바이오매스를 열분해하여 바이오차를 제조하는 경우 상기 바이오차의 표면에 황산화탈질균을 적용한 독립영양탈질의 전자공여체로 작용하는 황을 첨착함으로써, 상기 바이오차를 중속영양탈질과 독립영양탈질을 병행하는 하수처리시스템에서 질소 처리효율을 최대화하면서도 처리수의 pH 감소를 방지할 수 있는 수처리용 여재로 활용하는 것이 가능한 수처리용 황 첨착 바이오차의 제조장치 및 제조방법을 개발하였다.

또한, 본 발명의 다른 목적은 상기 바이오차의 표면에 황 첨착을 하는 경우 바이오차가 수용된 챔버부 내부에서 증기 상태의 황이 바이오차를 거쳐서 유동되도록 구성함으로써 황 첨착 효율을 최대화할 수 있는 수처리용 황 첨착 바이오차의 제조장치 및 제조방법을 제공하기 위한 것이다. 황 첨착 바이오차의 제조장치는 Fig. 3-142에서 보는 것과 같이 내부에 바이오매스 (biomass)가 수용되는 챔버부, 상기 챔버부 내부에 열을 가하는 히터부, 상기 챔버부 내부에 물을 공급하는 물공급부, 상기 챔버부 내부에 황 (sulfur)을 공급하는 황공급부 및 상기 챔버부에 열을 가하여 상기 바이오매스를 바이오차 (biochar)로 열분해하고, 상기 챔버부에 물을 공급하여 상기 열분해된 바이오차의 비표면적을 증가시키며, 상기 챔버부에 황을 공급하여 상기 비표면적이 증가된 바이오차의 표면에 황이 첨착되도록 상기 히터부, 물공급부 및 황공급부의 동작을 제어하는 제어부를 포함하는 것을 특징으로 한다. 또한, 상기 챔버부 내부에 설치되어 수용된 바이오매스를 지지하고, 챔버부 내부 공간을 상부 공간과 하부 공간으로 분리하는 격막과, 상기 하부 공간 일측에 연결된 진공펌프부를 더 포함하고, 상기 격막은 바이오매스를 지지하는 부분에 통공이 형성되어 있고, 상기 제어부는 챔버부에 황을 공급하는 경우 상기 진공펌프부를 작동시켜 상기 공급된 황이 통공을 통해 하부 공간 방향으로 유동하면서 상기 바이오차의 표면에 첨착되도록 biochar를 제조하였다.

본 연구결과를 통하여 액상첨착 방법과 기상첨착방법 두가지를 특허를 등록하였으며, 본 제조장치에서 제조된 biochar는 황 함유량이 매우 높았다.



No.	Name	No.	Name	No.	Name
10	챔버부	25	진공관	51	노즐장치
11	외부챔버	30	물공급부	60	히터부
12	내부챔버	31	물공급관	100	제어부
13	보온층	32	물저장조	110	입력부
14	내부챔버 내부	33	물공급밸브	120	온도센서부
20	질소공급부	40	황공급부	130	타이머부
21	질소공급관	41	황분말 이송관	140	메모리부
22	질소저장조	42	황분말 저장조	14a	내부챔버 상부공간
23	질소공급밸브	43	황분말 공급밸브	14b	내부챔버 하부공간
24	진공펌프부	50	공급관	15 a,b,c	내부챔버 격막

Fig. 3-142. 황침착 biochar 제조장치 및 부위별 명칭

나) 농림바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조방법 개발

(1) 환경정화용 biochar 제조조건 구명

환경정화용 biochar 제조조건 구명은 1차년도에 최적조건 (Table 3-22)을 종합적으로 검토하여 환경정화용 biochar 제조장치를 제작하였으며, 제작된 환경정화용 biochar 제조장치에서 biochar를 제조하기 위한 제조조건을 구명하였다. 1차년도의 결과 biochar 장치에서는 전기가 열형 biochar 효과적이었고, 부산물 종류에 따른 biochar의 경우 원재료의 특성에 따라 약간의 차이는 있었으나 물리적 화학적 특성은 거의 유사하였다. 최적 열분해 온도 및 시간은 600℃에서 4시간이며, biochar 표면의 무기성분 제거를 위한 세척시간 및 횟수는 1시간으로 3회 세척하는 것이 가장 효과적이었다. 또한 biochar의 활성화를 위한 최적 활성화제는 ZnCl₂이었다.

환경정화용 biochar 제조장치에서 biochar 제조조건 구명은 농림바이오매스 종류별 연소시간, 투입크기별 연소시간, 투입량별 연소시간을 측정하였으며, 최종적으로 최적연소시간에서 최적투입량에 따라 생산되는 biochar량을 검토하여 환경정화용 biochar 제조조건을 구명하였다. 또한 본 환경정화용 biochar 제조장치의 경제성에 기반한 기술검토를 실시하였다.

Table 3-22. 1차년도 단계별 조건 및 최적조건

단계	분류	조건	최적조건
Biochar 제작시스템	제작장치	드럼형, 전기가열형	전기가열형
열분해 단계	부산물 종류	농업 : 참깨대, 담배대, 고춧대, 옥수수대, 사과나무, 배나무, 감나무, 복숭아나무 전정지 산림 : 솔잎, 솔방울, 벚꽃나무, 플라타너스, 대나무	다양한 농림부산물의 활용이 가능하고 부산물 종류에 따라 약간의 차이는 있었으나 물리적, 화학적 특성이 비슷함
	열분해 온도	300, 400, 500, 600℃	600℃
	열분해 시간	4, 5, 6시간	4시간
활성화단계	무기성분의 용출시간	1, 2, 4, 8 및 16시간	1시간
	세척횟수	1시간으로 1, 2, 3회	3회
	활성화제	액체	HCl, H ₂ SO ₄ , H ₃ PO ₄
고체		KOH, ZnCl ₂ , K ₂ CO ₃ , MgO	

농림 바이오매스 종류별 연소시간에 따른 biochar 수율 및 T-C 함량은 Fig. 3-143~145에서 보는 것과 같다. 연소시간에 따른 참깨대 biochar의 수율은 연소시간이 4시간까지는 감소하는 경향이였으며, 4시간 이후부터는 약간 감소하기는 하였으나 그 차이는 미미하였다. T-C 함량의 경우는 연소시간 4시간 까지는 점점 증가하는 경향이였으나, 4시간 이후부터 큰 차이 없었다.

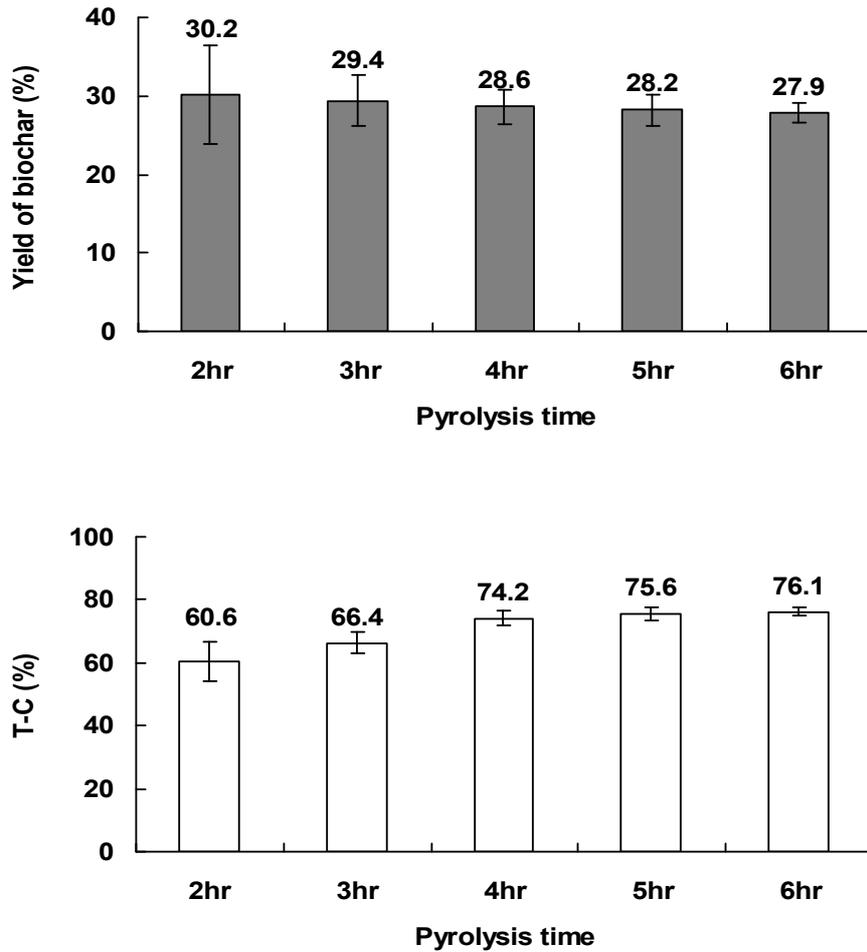


Fig. 3-143. 연소시간에 따른 참깨대 biochar의 수율 및 T-C 함량.

연소시간에 따른 플라타너스 가지 biochar의 수율은 연소시간 2시간일 때 24.6%, 4시간일 때 18.6% 및 6시간일 때 15.9%으로 연소시간이 증가함에 따라 감소하는 경향이였다. 반대로 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하기는 하였으나 줄어드는 biochar의 수율에 비해서는 크게 증가하지는 않는 경향이였다.

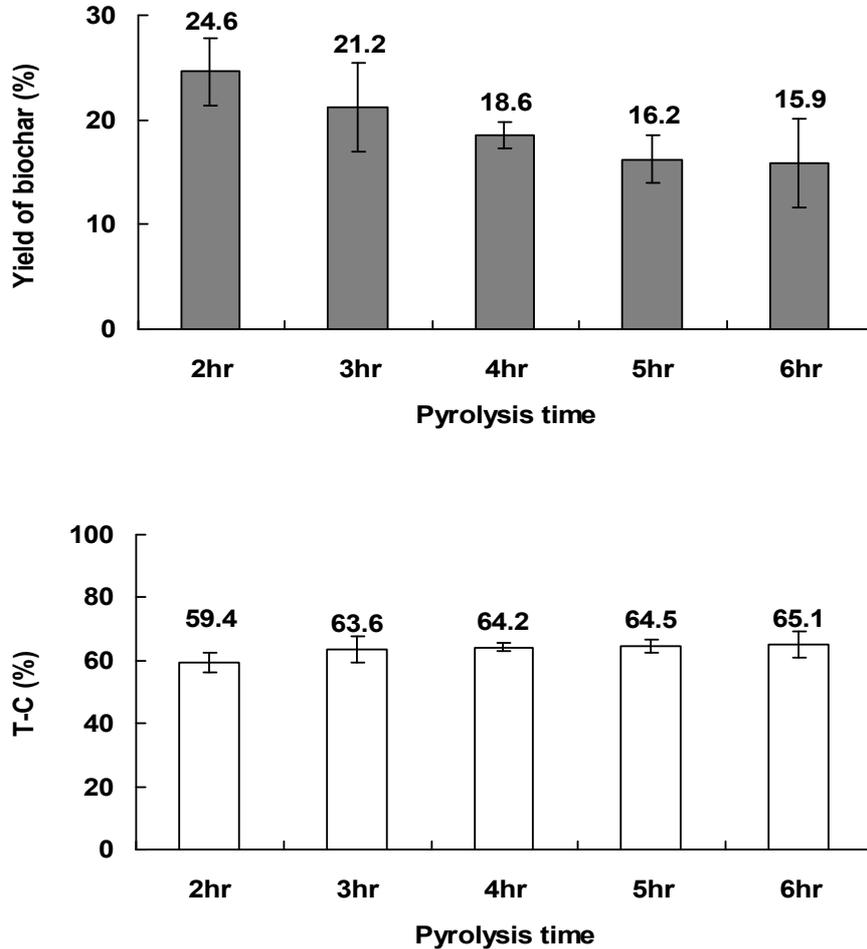


Fig. 3-144. 연소시간에 따른 플라타나스 가지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

연소시간에 따른 감나무 가지 biochar의 수율은 연소시간이 증가함에 따라 증가하는 경향으로 2시간일 때 32.6%, 4시간일 때 29.6% 및 6시간 일때는 26.9%이었다. 이와 반대로 T-C 함량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향으로 4시간일 때 64.2%, 6시간일 때 66.1%이었다.

이상의 결과를 미루어 볼 때 농업부산물인 참깨대의 경우는 연소시간 4시간 이후부터는 T-C 함량과 수율 모두 별 다른 차이 없이 유사한 것으로 보아 참깨대는 600℃에서 4시간 연소시에 대부분 유기물이 연소되는 것으로 판단되어 최적 연소시간은 4시간 일 것으로 판단된다. 하지만 산림부산물인 플라타나스 가지와 농업부산물에 속하는 감나무 가지의 경우는 연소시간에 따라 수율은 감소하고, T-C 함량은 증가하는 것으로 보아 6시간까지 꾸준히 유기물이 연소되는 것을 확인할 수가 있었다. 하지만 경제성 및 T-C 함량을 고려해 볼 때 최적 연소시간은 4시간 일 것으로 판단된다.

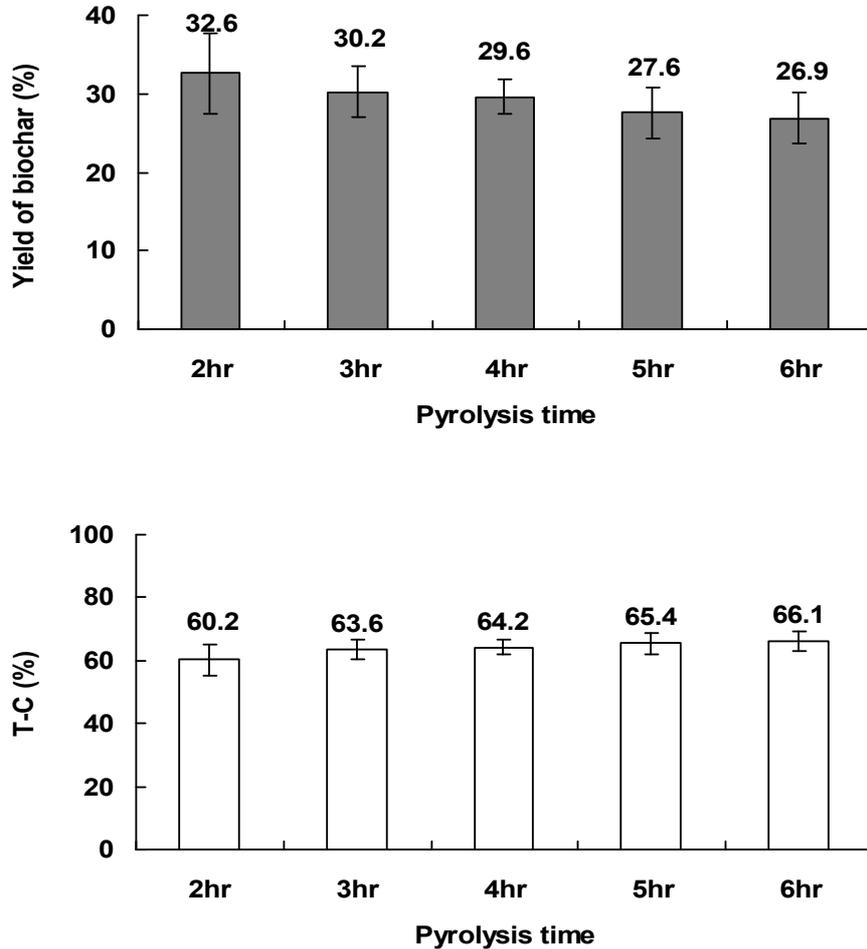


Fig. 3-145. 연소시간에 따른 감나무 가지 biochar의 수율 및 T-C 함량.

농림 바이오매스 투입크기별 연소시간 측정은 참깨대를 각각 5, 10, 15 및 20 cm로 구분하여 biochar 수율 및 T-C 함량을 조사하였으며, 그 결과는 Table 3-23에서 보는 것과 같다.

참깨대 biochar의 수율은 연소시간에 따라서 약간 감소하는 경향이 있었으나, 투입크기에 따라서는 별 다른 차이 없는 경향이였다. T-C 함량도 연소시간에 따라서는 약간 감소하는 경향이였고, 투입크기에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, biochar 제조시 농림부산물의 여러종류의 다양한 크기가 적용이 가능하며, 목적 및 특성에 맞는 다양한 biochar 제조가 가능할 것으로 판단된다.

Table 3-23. 참깨대 투입크기별 연소시간에 따른 biochar 수율 및 T-C 함량

Content	Pyrolysis time	Input size of biochar			
		5 cm	10 cm	15 cm	20 cm
Yield of biochar (%)	2hr	30.2±6.2	31.2±4.3	33.6±3.6	34.1±2.6
	3hr	29.4±3.2	30.2±5.3	31.1±4.3	32.2±4.6
	4hr	28.6±2.2	28.9±3.1	29.6±3.1	30.2±3.7
	5hr	28.2±2.0	28.7±2.6	29.2±3.6	29.4±2.6
	6hr	27.9±1.3	28.5±4.6	28.9±3.8	28.9±3.9
	T-C (%)	2hr	60.6±6.2	58.6±5.6	58.2±4.6
	3hr	66.4±3.2	65.1±6.7	64.9±5.4	64.2±5.1
	4hr	74.2±2.2	72.6±7.2	70.2±5.9	70.1±3.9
	5hr	75.6±2.0	74.6±9.2	73.6±4.2	72.9±7.2
	6hr	76.1±1.3	74.6±6.2	72.7±3.9	71.9±5.4

참깨대 투입량별 연소시간은 내부챔버 부피 (m³)당 투입되는 바이오매스량으로 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-146에서 보는 것과 같다.

biochar 수율은 투입되는 양이 증가함에 따라 증가하는 경향으로 참깨대 biochar의 최적 연소시간인 4시간일 때 10, 20, 40, 80 및 160 kg m⁻³일 때 biochar 수율은 각각 28.1, 28.4, 28.6, 33.9 및 36.4로 40 kg m⁻³까지는 비슷한 수준을 유지하였으나, 160 kg m⁻³부터는 수율은 증가하는 경향이였다. 이는 내부챔버내에 열순환이 원활하지 않아 내부의 참깨대의 연소가 충분히 일어나지 않은 것으로 판단된다. T-C 함량은 연소시간에 따라서는 증가하는 경향이였으나, 투입량에 따라서는 10-40 kg m⁻³까지는 74.2-75.1%로 비슷한 수준을 유지하였으나, 160 kg m⁻³ 일때는 69.4%로 급격히 감소하는 경향이였다. 결과적으로 내부챔버에 참깨대가 너무 많이 충전되어 내부로의 열순환이 원만하지 않아 내부의 유기물이 연소되지 않으므로 T-C 함량이 감소한 것으로 판단된다.

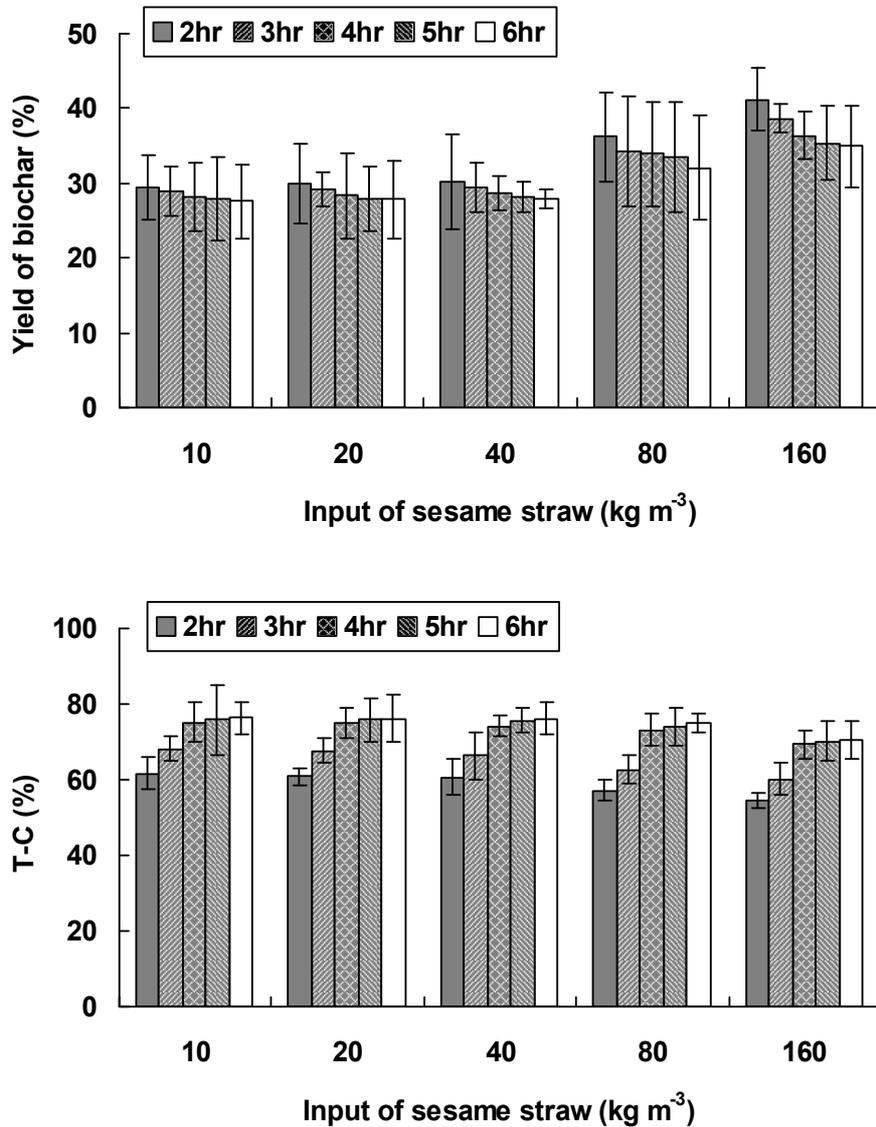


Fig. 3-146. 참깨대 투입량별 연소시간에 따른 biochar 수율 및 T-C 함량.

농림 바이오매스 투입량에 따른 biochar 생산량 조사는 환경정화용 biochar 제조조건 구명 연구결과를 종합적으로 검토하여 biochar제조시 생산량을 증대시키기 위한 기초자료로 활용하고자 하였다. 그 결과 Fig. 3-147에서 보는 것과 같이 10-40 kg m⁻³까지는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이었으나 40-160 kg m⁻³의 투입량에서는 수량은 증가하는 경향이었으며, T-C 함량의 결과를 보면 40 kg m⁻³일 때부터 감소하는 경향으로 biochar의 수율과는 상반적인 결과를 보였다. 이는 내부챔버에 다량의 바이오매스가 투입됨에 따라 열의 순환이 고르게 이루어지지 않아 유기물이 탄화되지 않은 결과로 판단된다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 내부챔버를 고려한 최적 바이오매스 투입량은 40 kg m⁻³일 것으로 판단되며, 바이오매스 투입량이 40 kg m⁻³일 때의 biochar 생산량은 11.44 kg m⁻³이었다.

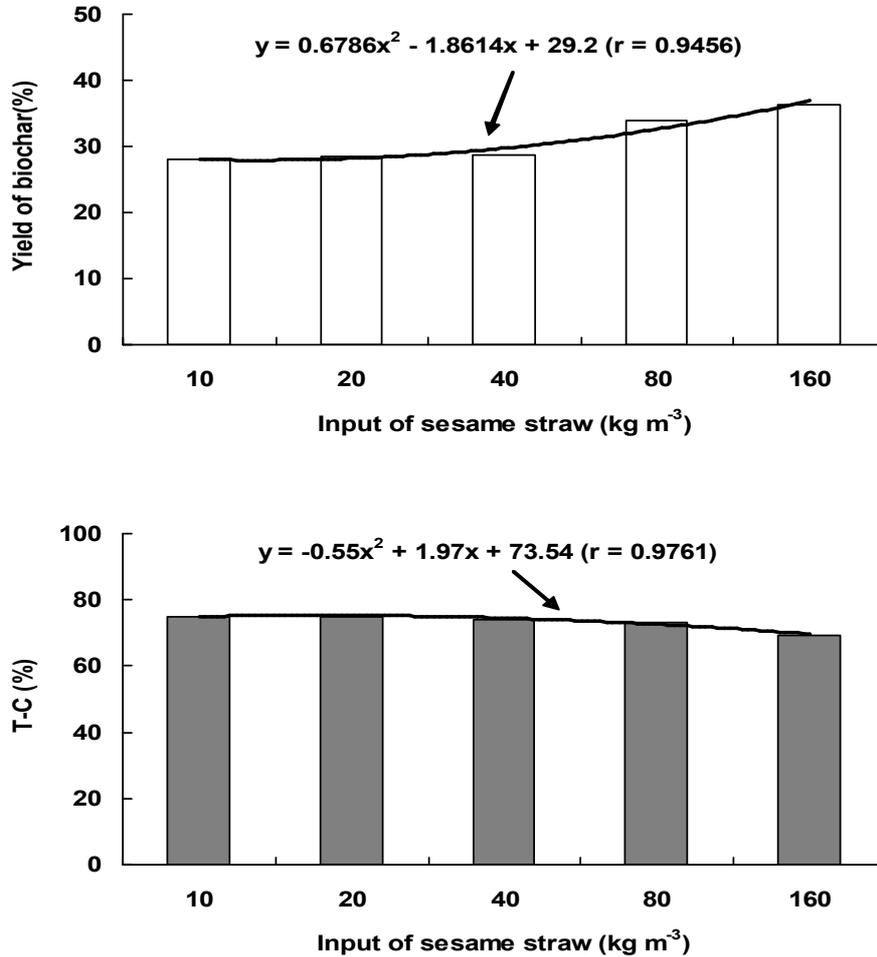


Fig. 3-147. 농림 바이오매스 투입량에 따른 biochar 수율 및 T-C 함량.

Biochar의 경제성에 기반한 기술검토는 biochar의 원재료의 수거 및 절취에 대한 노동비, biochar 제조장치가 설치된 곳까지 수거 및 절취된 재료의 운반비, biochar를 제조하는데 있어 장치에 공급되는 에너지 비용, 활성화 시키는데 사용되는 약품비용, 원하는 형태로 가공하는 가공비용 등을 종합적으로 검토하여 biochar를 제조하는데까지의 소요되는 비용이 모두 고려되어 저야 한다. 또한 생산된 biochar를 습지에 적용했을 때 오염물질 처리함으로써 창출할 수 있는 경제적인 비용과 대기중의 온실가스를 저감함으로써 창출할 수 있는 경제적인 비용이 모두 고려되어야 하고, 또한 농림부산물을 소각 및 방치하였을 때 발생하는 경제적인 부담 및 그로 인해 배출되는 온실가스에 대한 경제적인 부분과 같은 모든 여건이 고려되어야 할 것이다.

(2) 제조된 biochar의 흡착능력 조사

상기 가)항의 환경정화용 biochar 제조장치에서 제조된 biochar의 흡착능력 조사는 1차년도
의 전기가열형 biochar 제조장치와 본 연구에서 개발된 환경정화용 biochar 제조장치에서 제조
된 biochar의 인에 대한 흡착능을 비교하였다. 1차년도의 전기가열형 biochar 제조장치는 농림
부산물을 내부챔버에 충전하고 600℃에서 4시간 열분해 한 후 일정온도 이하로 내려가면 이를
다시 밖으로 꺼낸 다음 ZnCl₂를 혼합한 후 다시 600℃에서 2시간 활성화시키는 2단계의 가열
이 필요한 제조장치이며, 본 환경정화용 biochar 제조장치는 열분해와 활성화가 동시에 가능한
시스템이다. 인 흡착능 결과에서 환경정화용 biochar 제조장치의 개발 전 (before)과 후 (after)
로 구분하여 결과를 제시하였다.

인의 흡착능 비교결과는 Langmuir 등온흡착식을 통한 최대흡착능을 비교하였고, 그 결과는
Fig. 3-148에서 보는 것과 같다. 인의 흡착능은 참깨의 경우 1차년도에 비해 2.6 mg g⁻¹ 증가
하는 경향이었고, 다른 biochar의 경우는 1차년도의 결과와 유사한 경향이였다. 이상의 결과를
미루어 볼 때 본 환경정화용 biochar제조장치는 인을 포함한 오염물질 제거를 위한 biochar제
조가 충분히 가능할 것으로 판단되며, 1차년도의 2번 가열하는 제조장치에 비해서 전력소모량
및 인력소모를 줄일 수 있어 전기가열형 biochar 장치에 비해서 더 경제성이 있을 것으로 판단
된다.

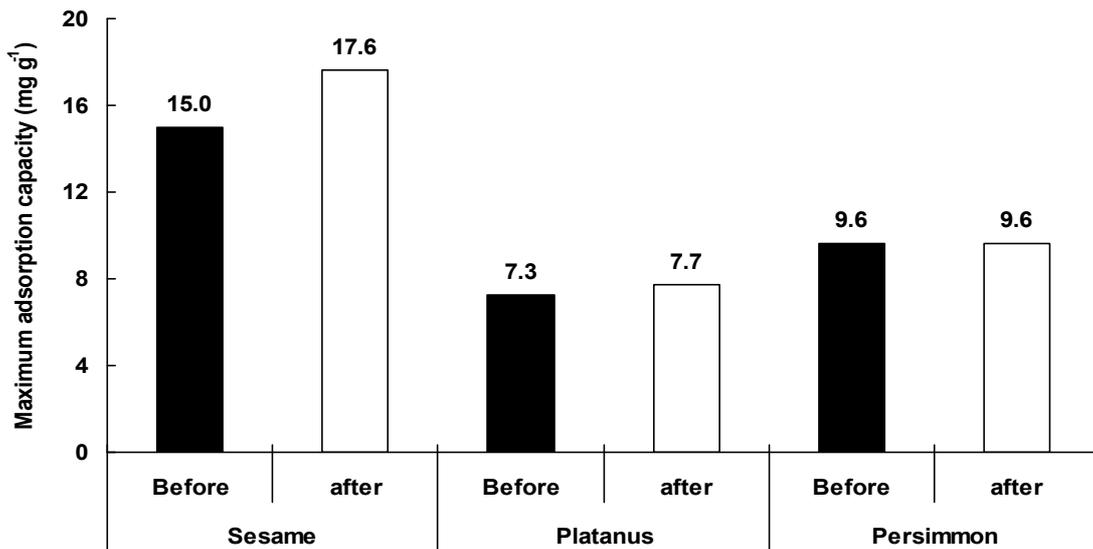
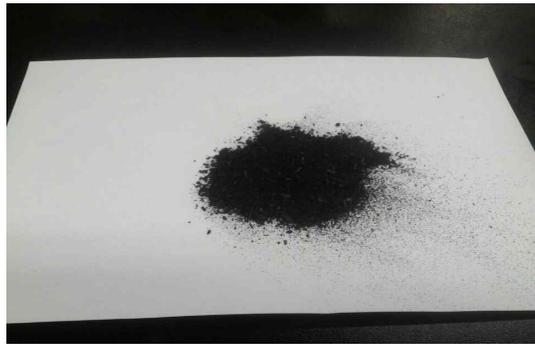


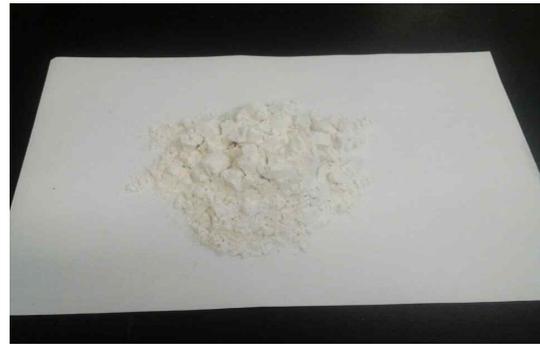
Fig. 3-148. 전기가열형 및 환경정화용 biochar 제조장치에서 제조된 biochar의 인 흡착능.

(3) 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화

환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화는 현재 환경정화용 biochar제조 장치에서 생산된 biochar와 질소 및 인 처리효율 증대를 위하여 질소의 흡착능력이 뛰어난 제올라이트 및 인의 흡착 능력이 높은 방해석 및 제강슬래그 등을 이용하여 최적 입상형 biochar 제조방법을 모색 중에 있다 (Fig. 3-149).



<Biochar>



<규조토>



<제올라이트>



<방해석>



<제강슬래그>



<혼합된 시료>

Fig. 3-149. 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화에 사용된 재료.

본 시험재료를 일정한 비율로 혼합하여 반죽을 만든 다음 압축기 및 성형 압출기 등을 이용하여 구형, 막대형 및 펠릿 형태 등 다양한 형태를 제조할 수 있는 가능성을 검토하였으며, 그 결과 Fig. 3-150에서 보는 것과 같이 다양한 입상형 biochar 제조가 가능하였다. 이에 본 입상형 biochar의 대량생산 기술을 검토 중에 있으며, 개발된 환경정화용 입상형 biochar는 현재 물리 및 화학적 특성을 분석 중에 있다. 또한 입상형 biochar의 습지적용시 오염물질 처리효율 및 온실가스 저감효율 등 다양한 분야에서 실험이 진행 중에 있다.



<중합제와 반죽>



<반죽된 시료>



<막대형 biochar>



<크기별 원형 biochar>



<펠릿형 biochar>

Fig. 3-150. 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화 과정.

2) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가

가) 환경정화용 biochar의 중금속 흡착 특성 조사

중금속 단일용액과 복합용액에 대한 참깨대 biochar의 분배계수는 Table 3-24에서 보는 것과 같다. 분배 계수 (K_d)은 금속의 잠재적 이동성 지수로서 높은 K_d 는 여재의 표면에서 강한 흡착을 나타내며, 낮은 용해도를 나타낸다. 흡착 실험을 이용하여 나온 결과인 K_d 는 중금속 이동성이 평가 연구에서 광범위하게 사용되어왔다 (Cruz-Guzman et al., 2006). 용액 내의 중금속의 평형 농도에 비해 흡착된 중금속의 농도는 금속 양이온 간의 경쟁 중금속에 의해 대부분 직선을 나타내지는 않았다. 따라서, 금속 양이온의 동시 흡착을 위한 등온선 직선의 기울기를 이용하여 분배 계수를 결정할 수 없었다. 낮은 금속 농도는 금속 양이온 사이에 강한 경쟁을 유발하지 않았다. 이 때문에, 각 중금속의 주입농도 20 mg L^{-1} (K_{d20})까지 평형 중금속농도의 흡착의 비율을 나타냈으며, 참깨 biochar의 monometal 및 multimetal 흡착 등온선 모두 분배 계수를 구하는 데에 이용되었다.

단일 중금속 흡착에서 분배계수($K_{d20}; \text{mg L}^{-1}$)는 $\text{Pb} (6,808) > \text{Cd} (5,881) > \text{Cr} (4,827) > \text{Zn} (2,560) > \text{Cu} (1,964)$ 경향이었으며, 복합 중금속 흡착에서 분배계수($K_{d20}; \text{mg L}^{-1}$)는 $\text{Pb} (2,089) > \text{Cr} (1,153) > \text{Cu} (1,042) > \text{Zn} (181) > \text{Cd} (102)$ 으로 단일 중금속 용액 및 복합 중금속 용액 모두에서 납의 분배계수가 가장 높았다. 단일 용액에서 아연과 구리는 가장 낮은 분배계수를 보였고, 이 결과로 아연과 구리는 다른 중금속에 의해 쉽게 교환된다는 것을 알 수 있었다. Schwertmann and Taylor (1989)의 연구에서 흑연에 대한 중금속의 흡착 서열은 $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Co} > \text{Ni} > \text{Mn}$ 순으로 본 결과와도 상반되는 결과를 보였다.

Table 3-24. 단일 및 복합 중금속 농도에 따른 분배계수

Metals	Monometal				Multimetal			
	Metal concentration (mg L^{-1})							
	5	10	20	40	5	10	20	40
Cd	47,353	65,846	5,881	3,445	736	267	102	75
Cr	44,111	36,500	4,828	4,458	826	955	1,154	718
Cu	16,944	9,534	1,964	1,450	2,217	1,685	1,043	985
Pb	171,100	108,728	6,808	3,583	2,740	2,660	2,089	1,590
Zn	4,854	5,333	2,560	1,532	807	315	181	106

참깨 biochar의 단일 및 복합 중금속 용액에 대한 흡착특성을 조사하기 위해 중금속(Cd, Cu, Cr, Pb, Zn) 표준용액을 농도별로 주입하여 흡착실험을 한 후 용액 중 남아있는 중금속 농도를 측정하여 참깨 biochar (흡착제)의 단위 g당 흡착된 중금속의 양과 평형상태에서 용액 중 남아있는 중금속의 농도는 3-151에서 보는 것과 같다. 이를 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 Freundlich 등온흡착식에서는 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 구하였고, Langmuir 등온흡착식에서는 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 구하였다.

단일 중금속에 대한 참깨 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능 (K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-151 및 Table 3-25에서 보는 바와 같다. 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (log q)과 평형상태에서 용액 중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (log C)와의 상관관계를 검토한 결과 모든 참깨 biochar에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

참깨 biochar의 단일 중금속에 대한 흡착능 (K)은 Pb (11.83) \gg Cd (9.68) > Cr (8.38) > Cu (6.04) > Zn (3.76) 순으로 Pb의 흡착능이 다른 중금속에 비해 가장 높았고, 아연의 흡착능이 가장 낮았다.

참깨 biochar의 단일 중금속 용액에 대한 흡착강도 (1/n)는 모든 biochar가 0.4128-0.4441범위이었다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 (1/n)값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다. 일반적으로 흡착강도 (1/n)값이 1보다 클 경우에는 S형 등온흡착식을 갖게 되며, 1보다 작을 경우 L형의 등온흡착식을 갖게 되고, 1일 경우에는 C형의 등온흡착특성을 갖는 것으로 알려져 있다 (Weber and Miller, 1986).

참깨 biochar의 단일 중금속 용액에 대한 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-152 및 Table 3-25에서 보는 바와 같다.

참깨 biochar의 단일 중금속 용액에 대한 최대흡착능 (a)은 Pb (102 mg g⁻¹) \gg Cd (86) > Cr (65) > Cu (55) > Zn (34) 순으로 Freundlich와 동일한 경향으로 나타났으며, 납의 흡착능이 가장 높았고, 아연의 흡착능이 가장 낮았다. 참깨 biochar의 단일 중금속 용액에 대한 결합세기 (b)는 모든 중금속에서 0.0663-0.0882의 범위였다.

복합 중금속에 대한 참깨 biochar의 흡착실험 결과를 Freundlich 등온흡착식에 적용하여 흡착능(K) 및 흡착강도 (1/n)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-153 및 Table 3-25에서 보는 바와 같다. 흡착제 단위 g당 오염물질 흡착량 (log q)과 평형상태에서 용액 중에 남아있는 오염물질의 평형농도 (log C)와의 상관관계를 검토한 결과 모든 참깨 biochar에서 서로 고도의 유의성 있는 정 (+)의 상관을 보였다.

참깨 biochar의 복합 중금속에 대한 흡착능 (K)은 Pb (2.88) > Cu (2.41) > Cr (1.77) > Zn

(1.38) > Cd (1.19) 순으로 납이 가장 높은 흡착능을 보였고, 카드뮴이 가장 낮은 흡착능을 보였다. 단일 중금속 흡착능에서 두 번째로 높았던 카드뮴이 복합용액에서는 가장 낮은 흡착능을 보였고, 단일 용액에서 비교적 흡착능이 낮았던 구리가 높은 흡착능을 보였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 카드뮴은 다른 중금속에 의해 쉽게 교환이 일어나고, 구리는 다른 중금속에 비해 비교적 강한 흡착능을 가진 것으로 판단된다.

참깨 biochar의 복합 중금속 용액에 대한 흡착강도 ($1/n$)는 모든 biochar가 0.2327-0.6843범위였으며, 납의 흡착강도가 가장 높았고, 카드뮴의 흡착강도가 가장 낮았다. 따라서 모든 biochar의 흡착강도 ($1/n$) 값이 1보다 작으므로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단되었다.

참깨 biochar의 복합 중금속 용액에 대한 흡착실험 결과를 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 최대흡착능 (a) 및 결합세기 (b)를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-153 및 Table 3-25에서 보는 바와 같다.

참깨 biochar의 복합 중금속 용액에 대한 최대흡착능 (a)은 $Pb (88 \text{ mg g}^{-1}) > Cu (40) > Cr (21) > Zn (7) > Cd (5)$ 순으로 Freundlich와 동일한 경향으로 나타났으며, 납의 흡착능이 가장 높았고, 아연의 흡착능이 가장 낮았다.

본 결과를 a_{metal} (monometal adsorption)/ a^*_{metal} (multimetal adsorption)의 비율로 보았을 때 $a_{Cd}/a^*_{Cd} (17.20) > a_{Zn}/a^*_{Zn} (4.85) > a_{Cr}/a^*_{Cr} (3.01) > a_{Pb}/a^*_{Pb} (1.16) > a_{Cu}/a^*_{Cu} (1.38)$ 순으로 카드뮴이 가장 높은 비율로 구리가 가장 낮은 값을 보였다. 카드뮴과 아연의 흡착은 납과 구리에 비해 비교적 경쟁 금속에 의한 영향을 많이 받는 것으로 판단된다.

Fontes and Gomes (2003) and Christl and Kretzschmar (1999) 연구에 따르면 카드뮴과 구리가 혼합용액에서 납의 존재는 표면에 대한 흡착사이트를 경쟁하는 능력은 더 효과적이라고 보고한 바 있다.

Langmuir 등온흡착식에서 결정된 참깨 biochar 대한 결합세기 (b)는 단일용액에서는 $b_{Pb} > b_{Cr} > b_{Cd} > b_{Cu} > b_{Zn}$ 순이었고, 복합용액에서는 $b_{Cr} > b_{Zn} > b_{Cd} > b_{Cu} > b_{Pb}$ 순 이었다. 이는 복합용액에서 납은 다른 중금속과의 흡착경쟁에 의해서 결합의 능력이 손실된 것으로 판단된다.

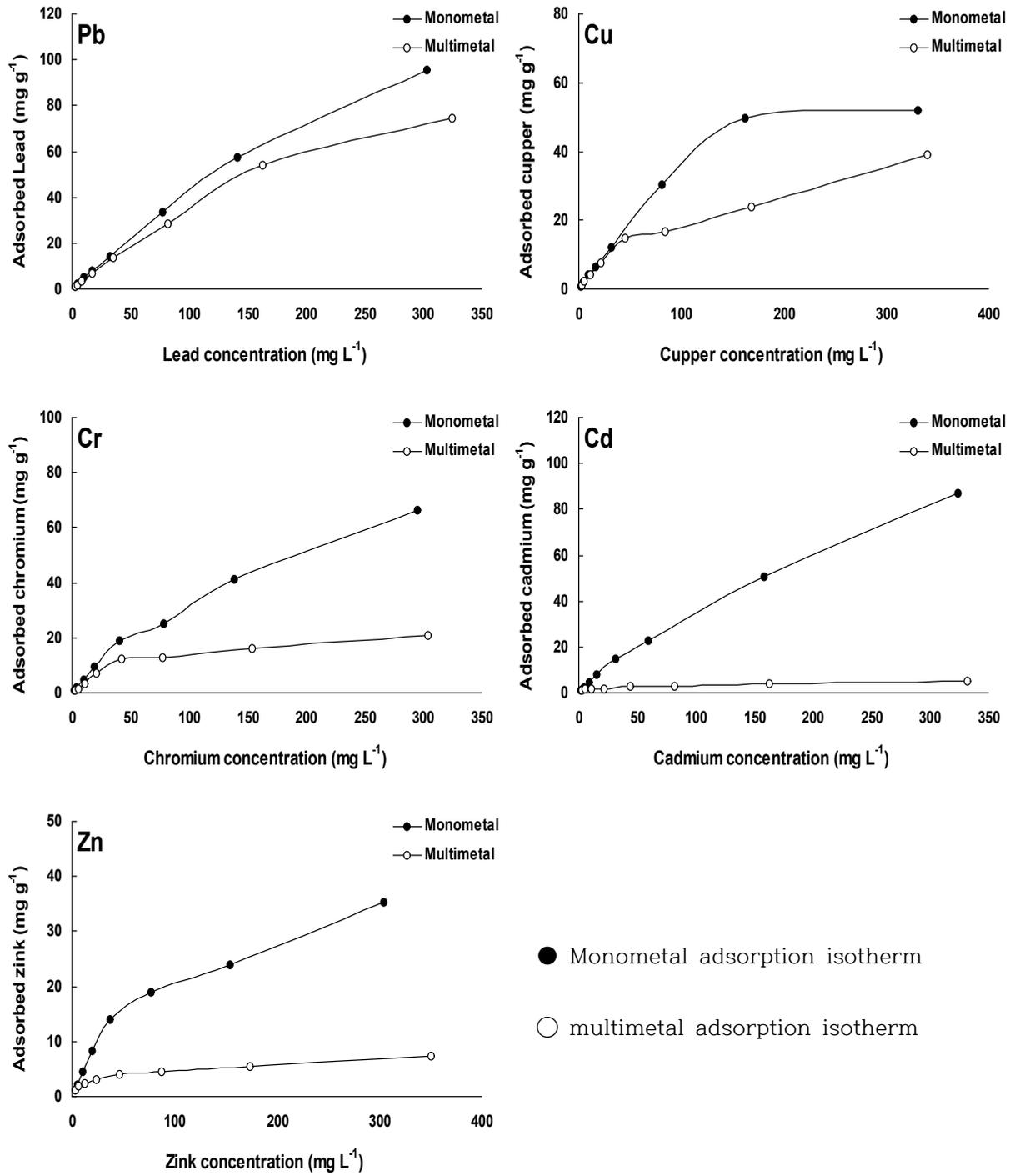


Fig. 3-151. 단일 및 복합 중금속 용액에서 참깨대 biochar의 중금속 흡착능.

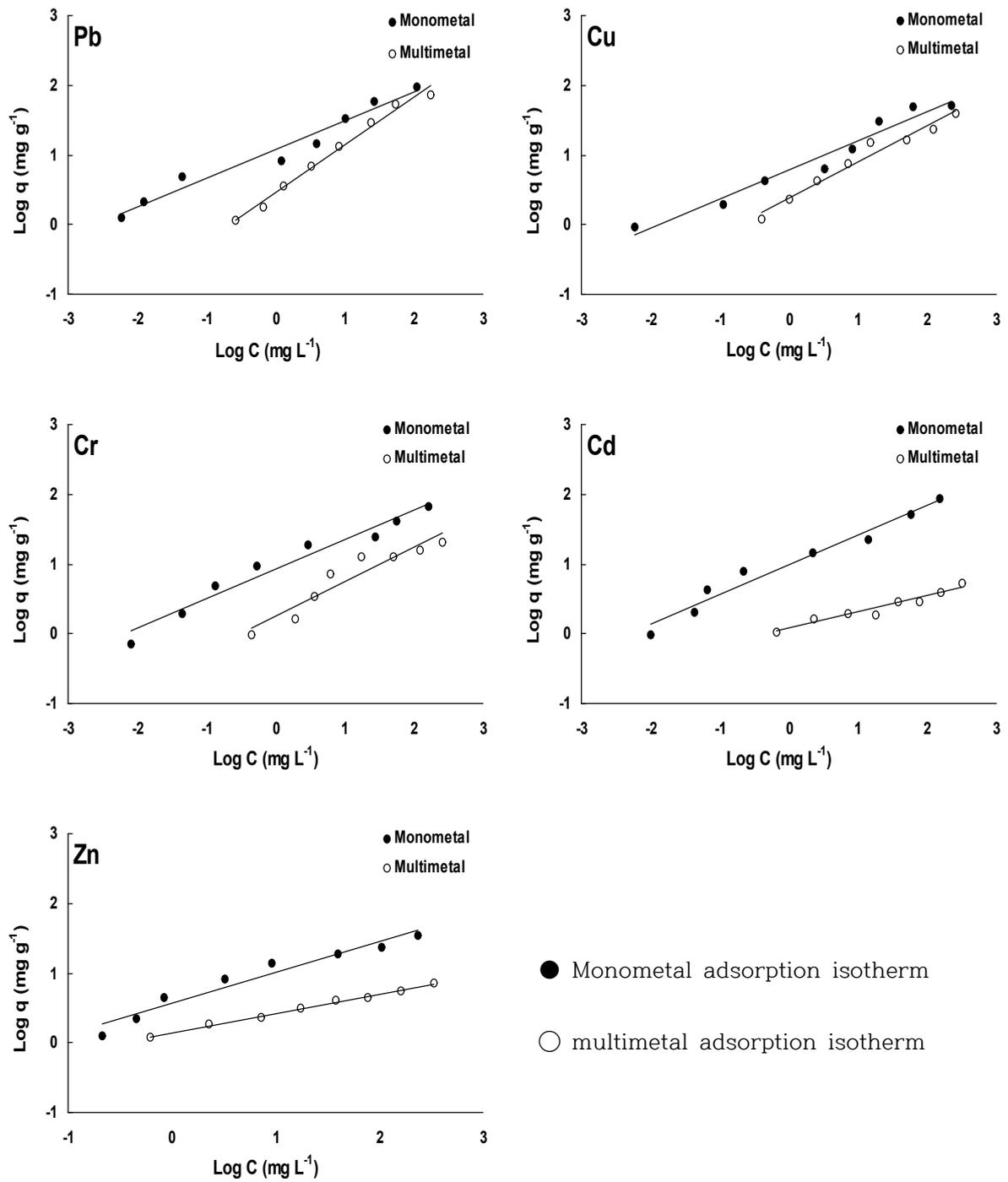


Fig. 3-152. Freundlich 등온흡착식에 의한 단일 및 복합 중금속 용액에서 참깨대 biochar의 중금속 흡착능.

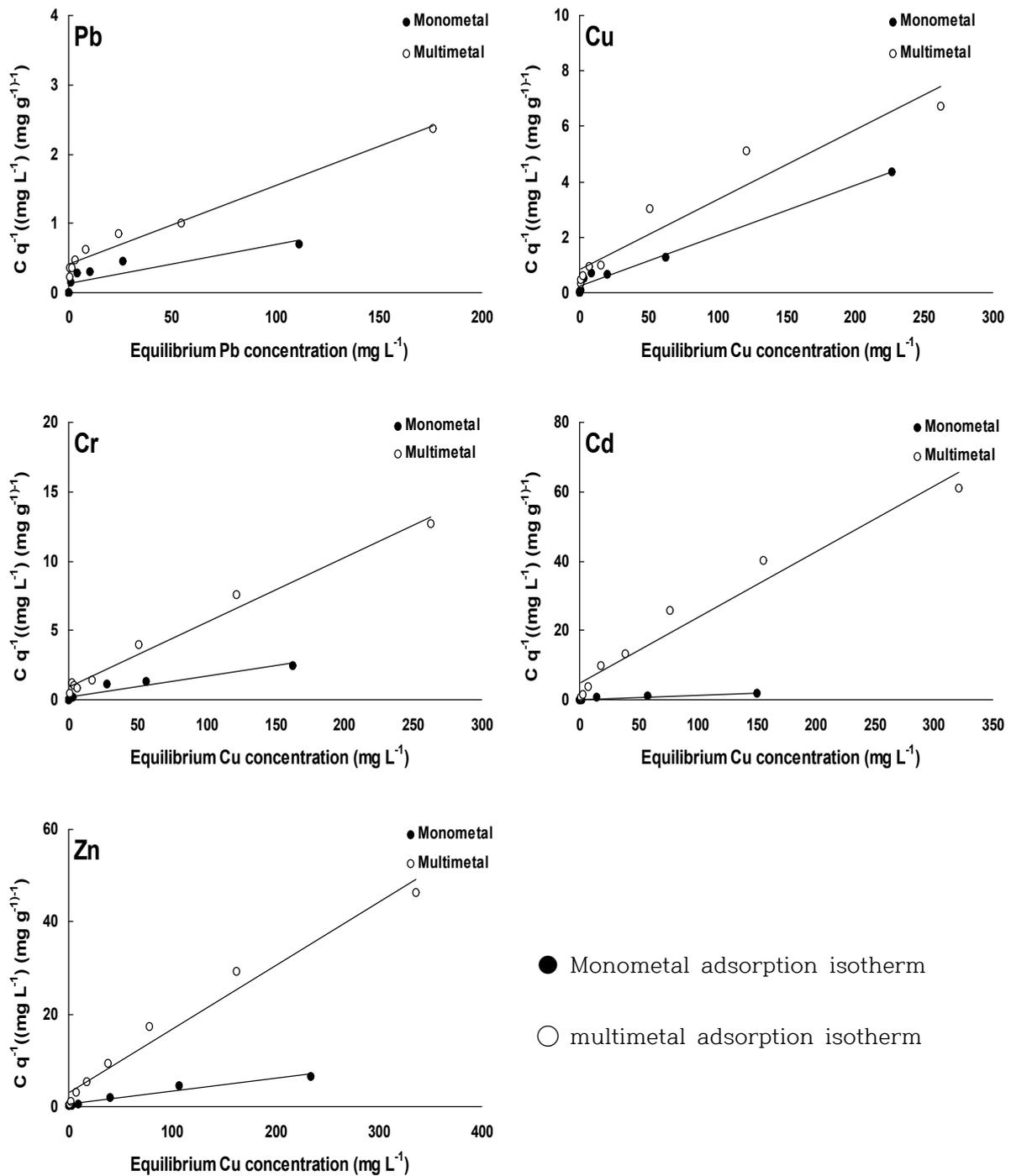


Fig. 3-153. Langmuir 등온흡착식에 의한 단일 및 복합 중금속 용액에서 참깨대 biochar의 중금속 흡착능.

Table 3-25. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 단일 및 복합 중금속 용액에서 참깨대 biochar의 중금속 흡착능(K), 흡착강도(1/n), 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)

Metals		Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
		K	1/n	r	a	b	r
Cd	Monometal	9.6895	0.4254	0.9840	86	0.0842	0.9492
	Multimetal	1.1934	0.2327	0.9705	5	0.0392	0.9775
Cr	Monometal	8.3772	0.4221	0.9800	65	0.0882	0.9547
	Multimetal	1.7721	0.4953	0.9495	21	0.0503	0.9920
Cu	Monometal	6.0423	0.4202	0.9791	55	0.0809	0.9909
	Multimetal	2.4166	0.5137	0.9851	40	0.0308	0.9579
Pb	Monometal	11.8250	0.4128	0.9817	102	0.0897	0.9671
	Multimetal	2.8801	0.6843	0.9943	88	0.0277	0.9875
Zn	Monometal	3.7636	0.4441	0.9731	34	0.0663	0.9796
	Multimetal	1.3832	0.2796	0.9974	7	0.0439	0.9861

a : Amount of heavy metals adsorbed per unit weight of adsorbent, mg/g, b : Constant related to the energy of net enthalpy of adsorption, K: Indicator of sorption capacity, 1/n: Adsorption intensity, ***:Denotessignificanceat 5.0% and 1.0%level.

Langmuir 등온흡착식으로 도출된 단일 및 복합 중금속 용액에 대한 참깨대 biochar의 최대 흡착능 결과는 Fig. 3-154에서 보는 것과 같다. 단일 중금속에 대한 참깨대 biochar의 흡착능력은 뛰어났지만 복합 중금속 용액에 대해서는 대부분 중금속의 흡착능은 감소하는 경향이 있었다. 특히적으로 납 및 구리의 흡착능은 단일이나 복합용액에서도 안정적이었으나, 카드뮴과 크롬의 경우에는 복합용액에서는 현저하게 감소하는 경향이 있었다. 국내의 광산지역 및 산업지역에서 배출되는 폐수의 중금속의 성분 및 농도는 다양하다. 이에 광산폐수 처리를 위한 인공습지에서 환경정화용 biochar 적용시에는 중금속 폐수의 유입특성 및 농도를 고려하여 폐수의 특성에 맞는 biochar를 적용해야 할 것으로 판단된다.

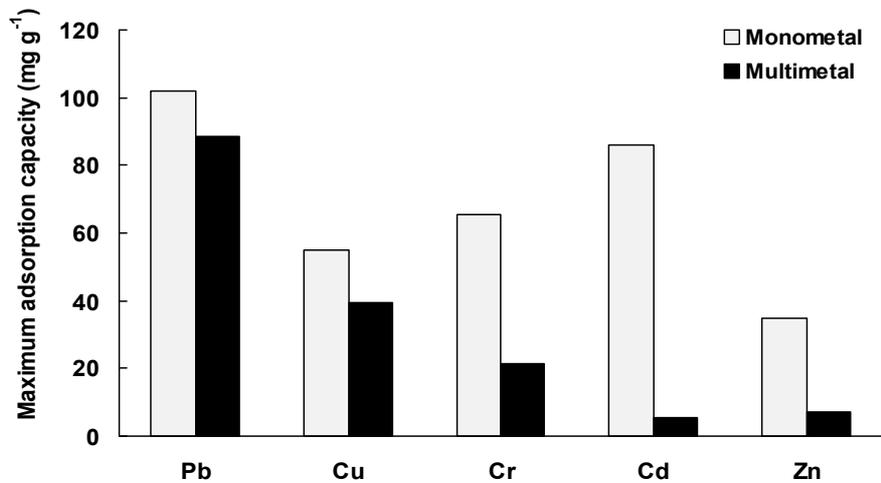


Fig. 3-154. 단일 및 복합 중금속 용액에 대한 참깨 biochar의 최대 흡착능 비교.

중금속이 함유된 단일 및 복합용액에서 참깨대 biochar의 흡착능력을 예측하기에 적합한 최적 등온흡착식을 선정하기 위해 Table 3-25로부터 도출한 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착 일반식을 실제 흡착결과에 적용하였다. 참깨대 biochar 실제 흡착량과 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착 일반식을 Fig. 3-155에 나타내었다. 실제 중금속의 흡착량은 전반적으로 Langmuir 등온흡착식이 Freundlich 등온흡착식에 비해서 잘 일치하였다. 일반적으로 Langmuir 등온흡착식은 균일한 흡착에너지를 갖는 흡착제와 비극성 흡착물질의 경우에 잘 적용되는 것으로 알려져 있으며 (Ruthven, 1984; Yang, 1987; Choi et al., 2005; Choi et al., 2013). 또한 Freundlich 등온흡착식의 경우 대부분 토양에서의 인 흡착을 설명함에 있어서는 Langmuir 등온흡착식보다 더 적합한 것으로 알려져 있다 (Fitter and Sutton, 1975; Holford, 1982). 두 등온흡착식을 비교하면 Langmuir 등온흡착식의 경우는 표면전하의 영향을 고려하지 못할 뿐만 아니라 그 복잡성으로 인하여 Freundlich 등온흡착식에 비하여 선호성이 떨어진다. 하지만 Langmuir 등온식은 흡착제의 물리·화학적 특성, 흡착능 및 적용성 등의 인자등을 포함하고 있다는 이론적인 면에서는 Freundlich 등온흡착식 보다 더 선호된다고 보고하였다 (Lee and Jang, 2004; Seo et al., 2005).

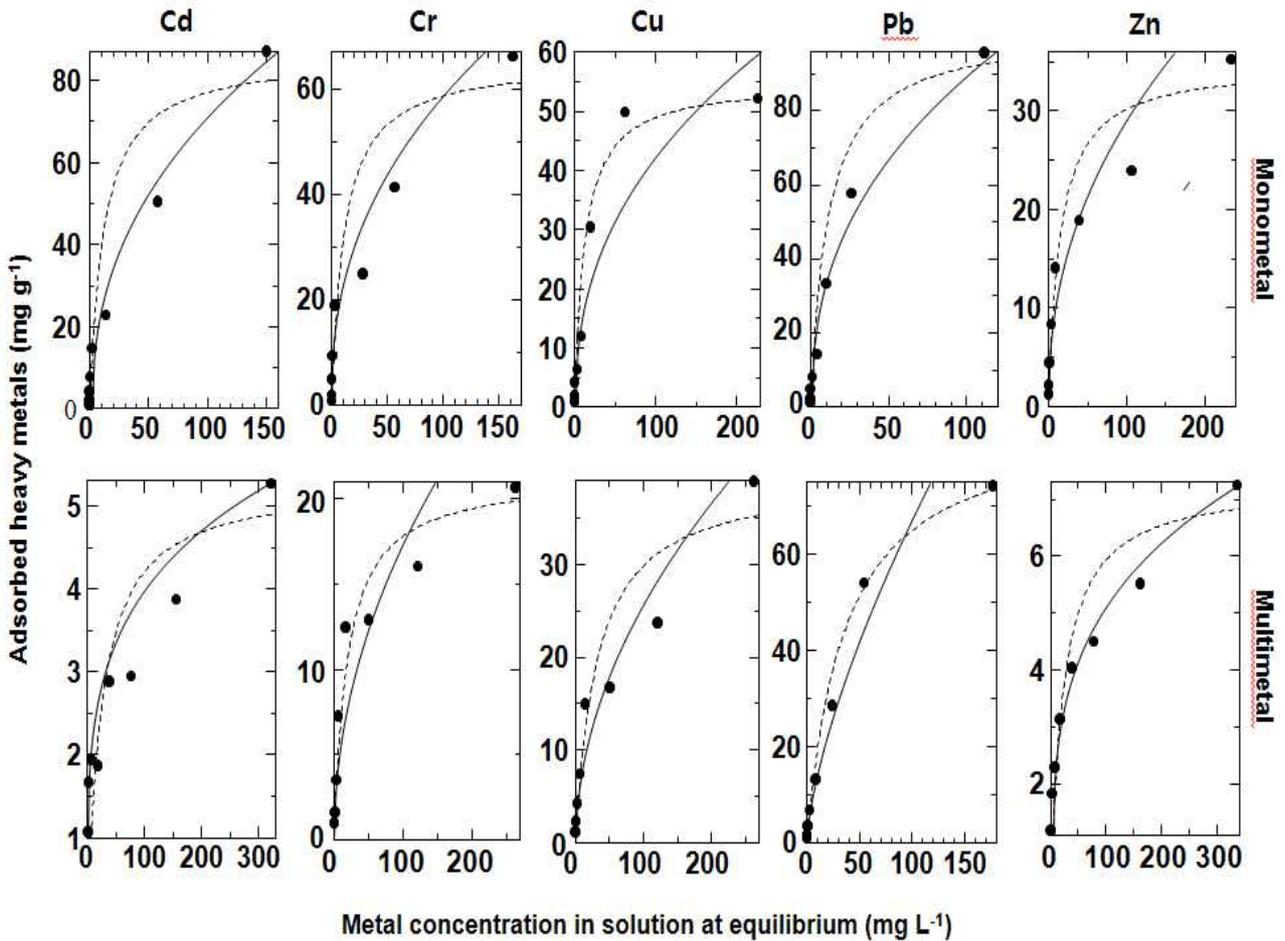


Fig. 3-155. 참깨 biochar의 최적 등온흡착식.

●: Experimental data; —: Langmuir equation; - - -: Freundlich equation.

나) Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사

Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사는 환경정화용 biochar를 습지에 적용하기 이전에 폐수 유입에 대한 오염물질 (BOD, SS, T-N 및 T-P) 특성을 파악하고, 습지 설계에 있어 환경정화용 biochar의 적용인자를 도출하기 위한 실험으로서 biochar의 종류에 따른 오염물질의 처리효율을 조사하고, 기존의 습지여재로 가장 많이 이용되고 있는 왕사와 biochar의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율을 조사하였다.

일반적으로 다른 여재의 혼합과 혼합비율은 습지의 설계 및 시공에 있어 중요한 부분이라 할 수 있다. 다른 여재를 혼합함으로써 습지의 처리효율 향상 효과를 기대할 수 있고, 또한 기존의 여재의 수명을 연장시킬 수 있는 장점이 있다. 혼합비율의 경우에는 습지의 설계 시공시 습지의 부지면적을 최소화 할 수 있으며, 많은 비용이 소요되는 특수여재의 경우에는 혼합비율을 산정함으로써 경제적인 부담을 감소시킬 수 있다.

(1) 환경정화용 biochar 종류별 오염물질 처리효율 조사

환경정화용 biochar 종류별 오염물질 처리효율 조사는 column 내부로 충전되는 각 biochar 를 $ZnCl_2$ 로 활성화 된 것과 되지 않은 것을 구분하여 활성화 여부에 따른 오염물질 처리효율 을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다. Biochar 종류별 BOD 처리효율 결과는 Fig. 3-156에 서 보는 것과 같이 하수의 유입은 매우 불규칙하였지만, column을 통과한 처리수의 경우는 비 교적 안정적인 농도를 보였다. BOD 처리효율은 활성화된 biochar가 활성화되지 않은 biochar 에 비해서 약간 증가하는 경향이었고, 참깨대, 플라타나스 및 감나무 가지로 활성화된 biochar 의 처리효율은 각각 85.8, 87.1 및 84.4%으로 플라타나스의 처리효율이 가장 높았다. 활성화 된 biochar가 BOD 처리효율이 높은 것은 활성화단계를 거치면서 biochar의 비표면적 증가와 다공 성의 구조로 미생물 담체 역할을 함으로써 BOD의 처리효율이 증가된 것으로 사료된다.

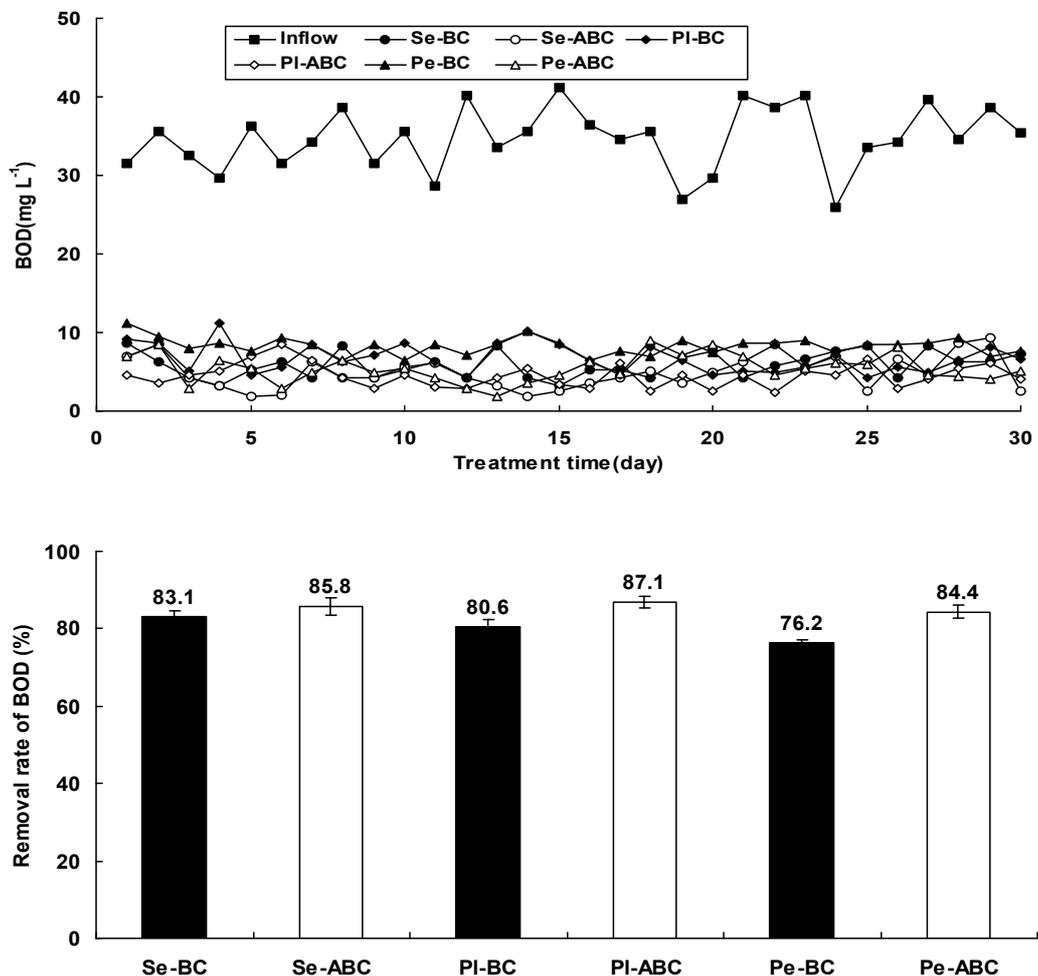


Fig. 3-156. 환경정화용 biochar 종류별 BOD 처리효율.

Se: Sesame, PI: platanus, Pe: Persimmon, BC: Biochar,
ABC: Activated biochar

Biochar 종류별 SS 처리효율 결과는 Fig. 3-157에서 보는 것과 같이 불규칙한 SS 유입에 비해 column을 통과한 처리수는 매우 안정적인 처리효율을 보였으며, biochar의 활성화 여부에 따른 biochar의 SS 처리효율은 별 다른 차이 없이 92.7-95.1% 범위로 높은 처리효율을 보였다. 이는 하수 중의 유입되는 SS의 함량이 비교적 낮은 편이라 biochar가 처리하기에 충분한 농도이었던 것으로 사료된다. Column내에서 SS의 주된 처리는 물리적인 여과가 대부분으로 biochar 표면이 다공성 구조라서 SS를 처리하기 아주 적합한 것으로 판단된다.

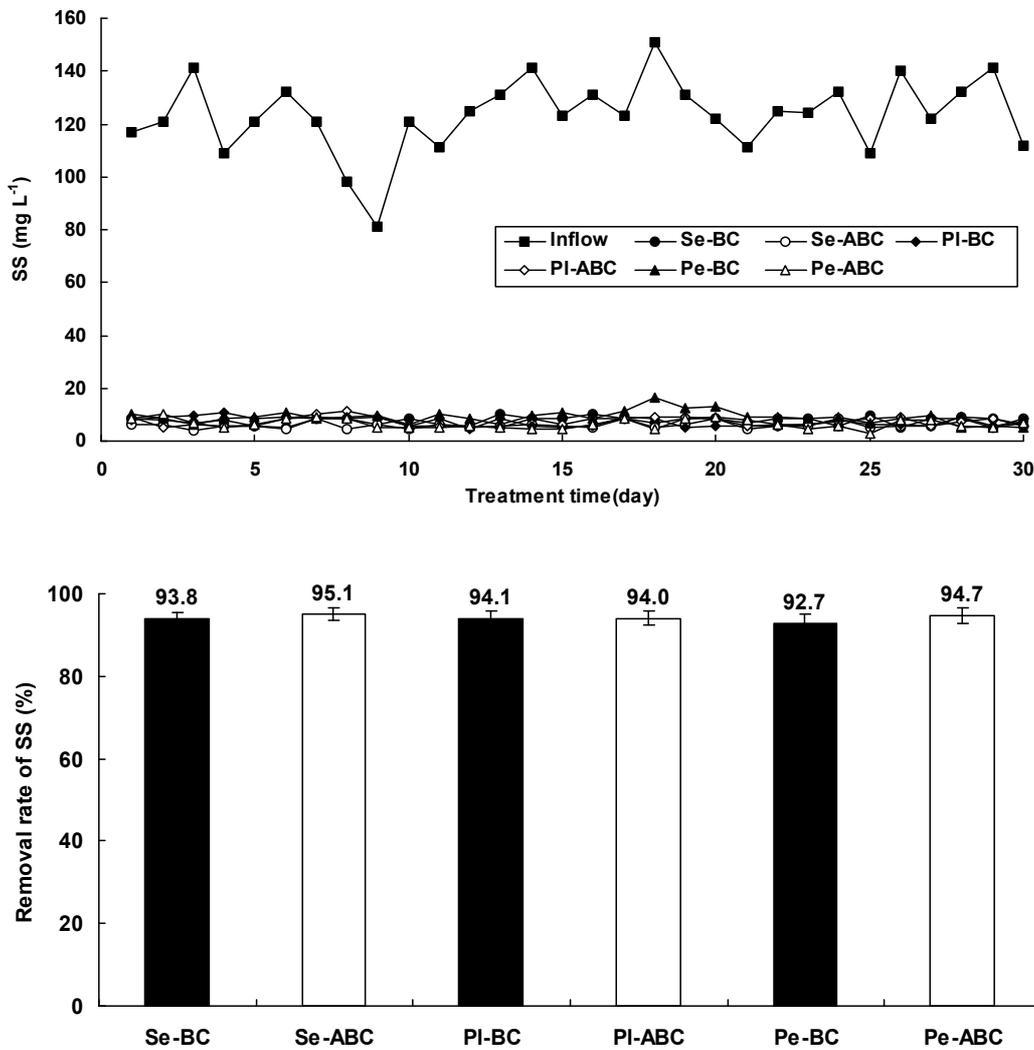


Fig. 3-157. 환경정화용 biochar 종류별 SS 처리효율.

Se: Sesame, PI: platanus, Pe: Persimmon, BC: Biochar,
ABC: Activated biochar

Biochar 종류별 T-N 처리효율 결과는 Fig. 3-158에서 보는 것과 같이 참깨대, 플라타나스 및 감나무의 활성화되지 않은 biochar의 경우 각각 49.8, 42.5 및 43.5%이었으며, 활성화된 biochar의 경우는 58.3, 47.9 및 49.9%로 활성화된 biochar의 T-N 처리효율은 증가하는 경향이 었다. 특히 활성화된 참깨대 biochar는 활성화되지 않은 biochar에 비해 T-N의 처리효율은 8.5% 향상되었다. 참깨대의 경우는 다른 부산물에 비해 매우 다공성구조이며, 1차년도 연구결과 암모니아성 질소 흡착능이 다른 부산물들에 비해 높아 상대적으로 column내에서 질소의 처리효율이 증가한 것으로 사료된다.

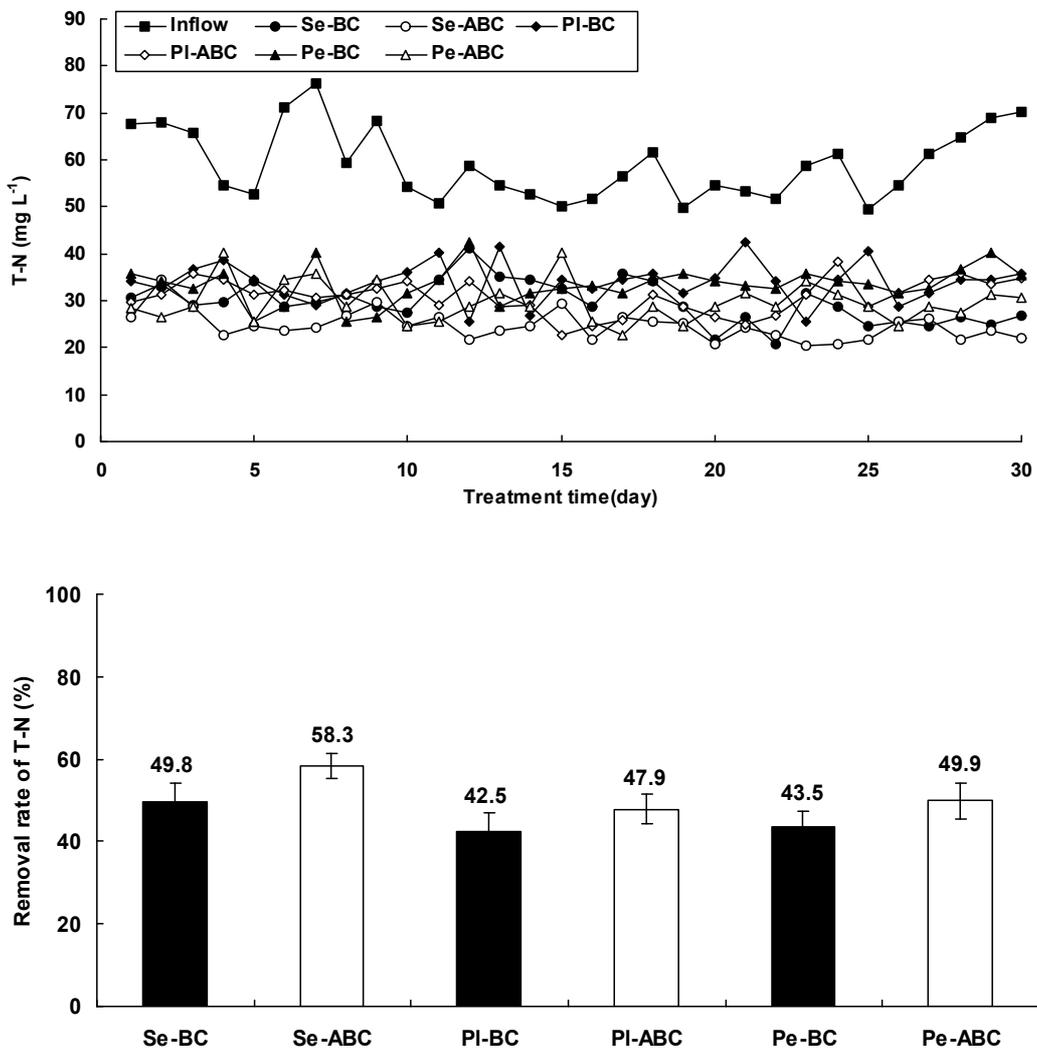


Fig. 3-158. 환경정화용 biochar 종류별 T-N 처리효율.

Se: Sesame, Pl: platanus, Pe: Persimmon, BC: Biochar,
ABC: Activated biochar

Biochar 종류별 T-P 처리효율 결과는 Fig. 3-159에서 보는 것과 같다. 활성화되지 않은 biochar의 경우는 인의 처리가 전혀 되지 않았으며, 오히려 biochar 표면에 붙은 인이 수중에 서서히 용출됨에 따라 T-P의 함량이 증가하는 경향을 나타내었다. 반면에 ZnCl₂로 활성화된 biochar의 경우는 인의 처리효율이 매우 높았으며, 참깨대, 플라타나스 및 감나무로 활성화된 biochar의 처리효율은 각각 74.7, 69.1 및 63.0%로 참깨대 biochar가 가장 높은 처리효율을 보였다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 T-P를 제외한 다른 오염물질들을 위해서는 활성화과정이 필요하지 않으나, T-P를 위해서는 반드시 ZnCl₂를 이용한 활성화 과정이 반드시 필요할 것으로 판단된다.

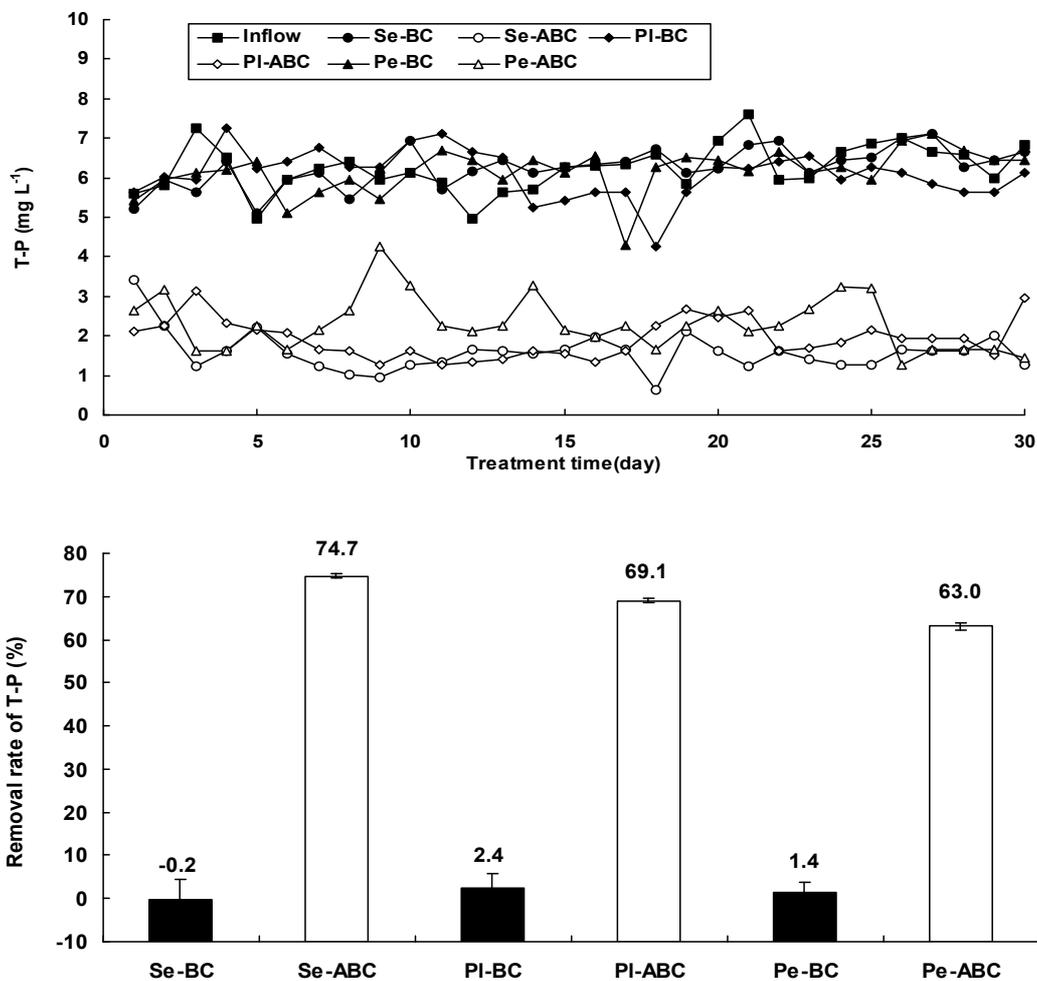


Fig. 3-159. 환경정화용 biochar 종류별 T-P 처리효율.

Se: Sesame, Pl: platanus, Pe: Persimmon, BC: Biochar,
ABC: Activated biochar

(2) Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사

Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율 조사는 왕사와 biochar의 비율을 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 및 0:100으로 구분하여 조사하였다. Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 BOD 처리효율은 Fig. 3-160에서 보는 것과 같다. 대조구인 왕사(100:0)의 BOD 처리효율은 75.4%인데 비해 biochar의 혼합비율이 증가함에 따라 BOD 처리효율은 증가하는 경향이였다.

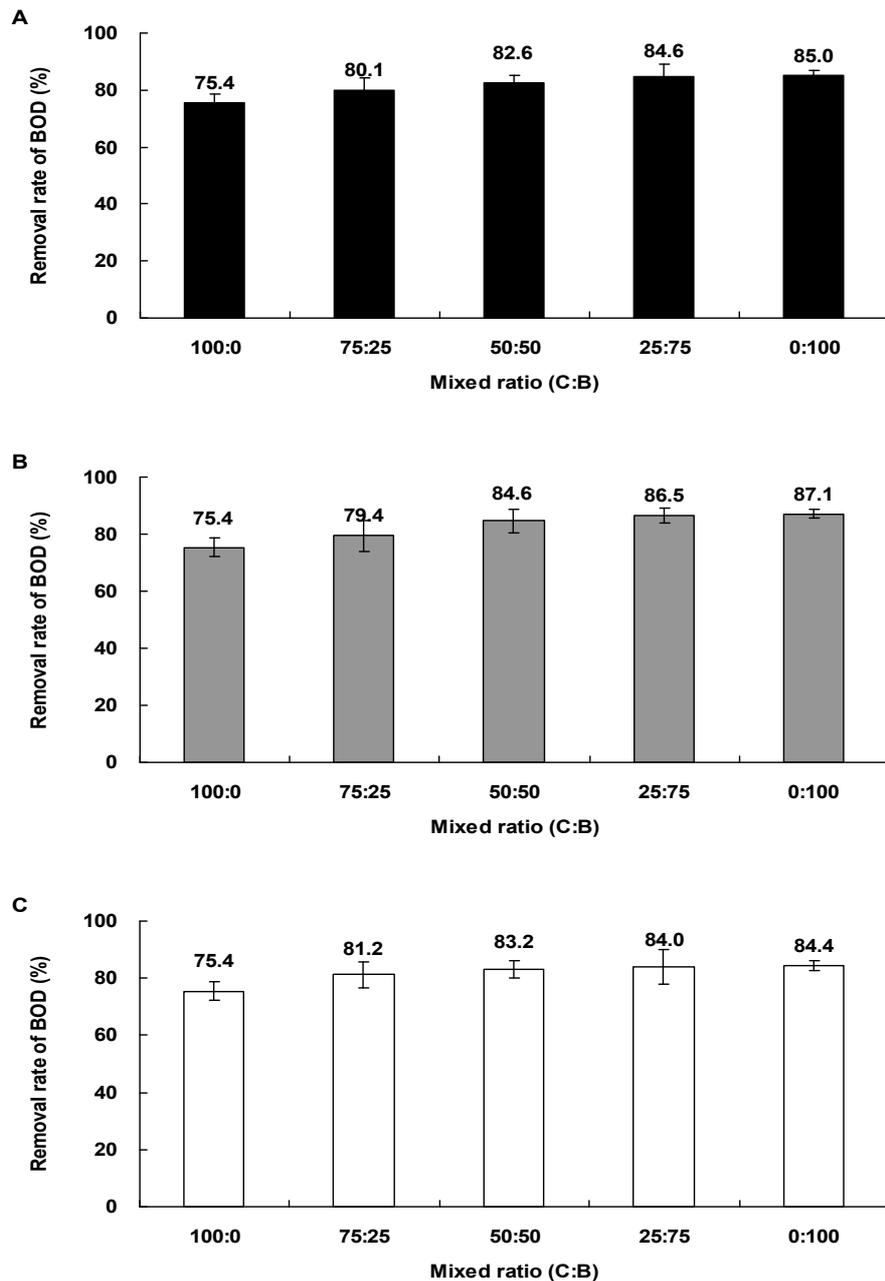


Fig. 3-160. Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 BOD 처리효율.

A: Sesame biochar, B: Platanus biochar, C: Persimmon biochar

Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 SS 처리효율은 Fig. 3-161에서 보는 것과 같다. 대조구인 왕사의 경우 SS 처리효율은 84.6%인데 반해 biochar의 비율이 증가함에 따라 증가하는 경향이었으며, 참깨대 biochar가 다른 biochar에 비해 높은 처리효율을 보였다.

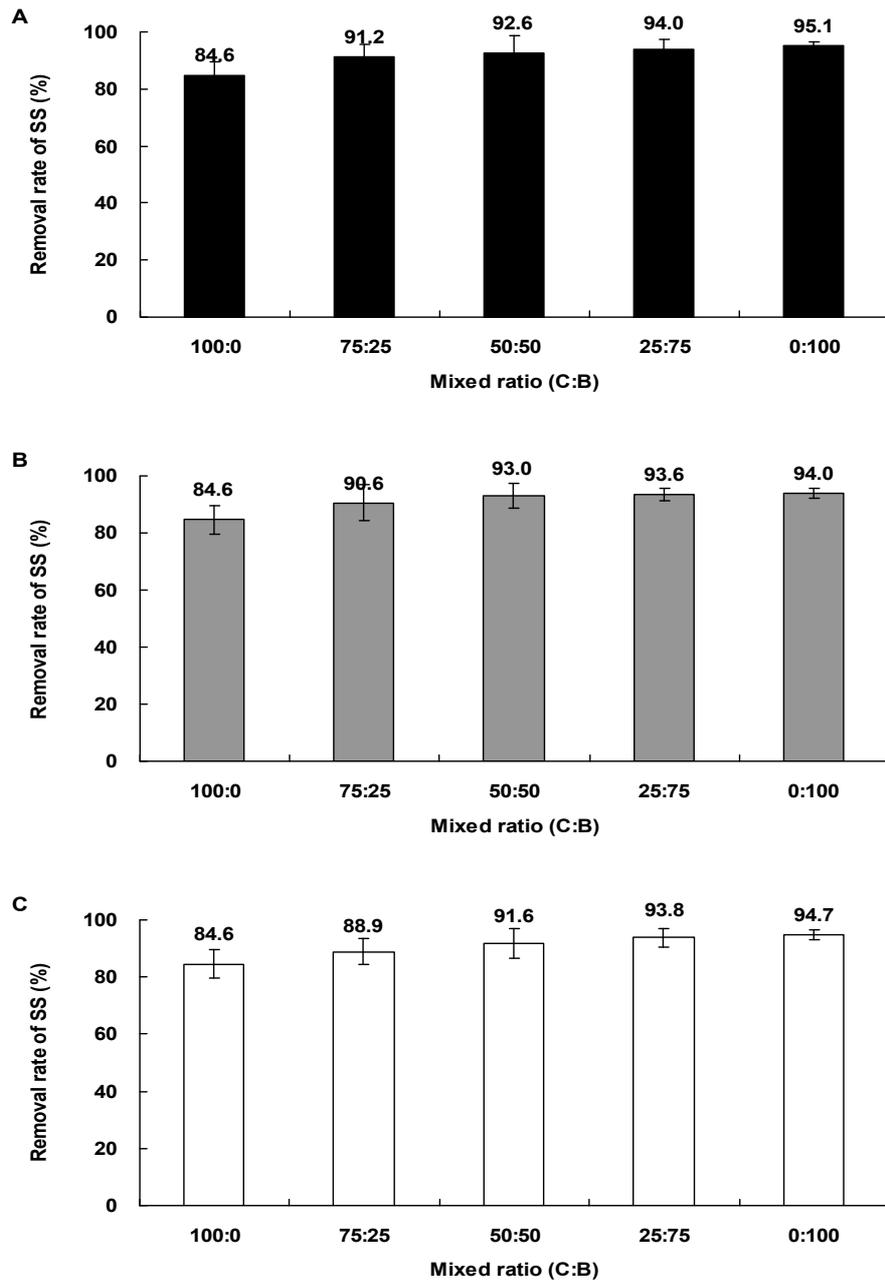


Fig. 3-161. Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 SS 처리효율.

A: Sesame biochar, B: Platanus biochar, C: Persimmon biochar

Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 T-N 처리효율은 Fig. 3-162에서 보는 것과 같다. 왕사:biochar의 혼합비율이 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 및 0:100 일 때, 참깨대 biochar의 T-N의 처리효율은 34.2, 41.2, 46.6, 54.6 및 58.3%으로 biochar의 혼합비율이 증가함에 따라 T-N의 처리효율은 증가하는 경향이었으며, 플라타나스 및 감나무 가지 biochar도 참깨대와 동일한 경향이였다.

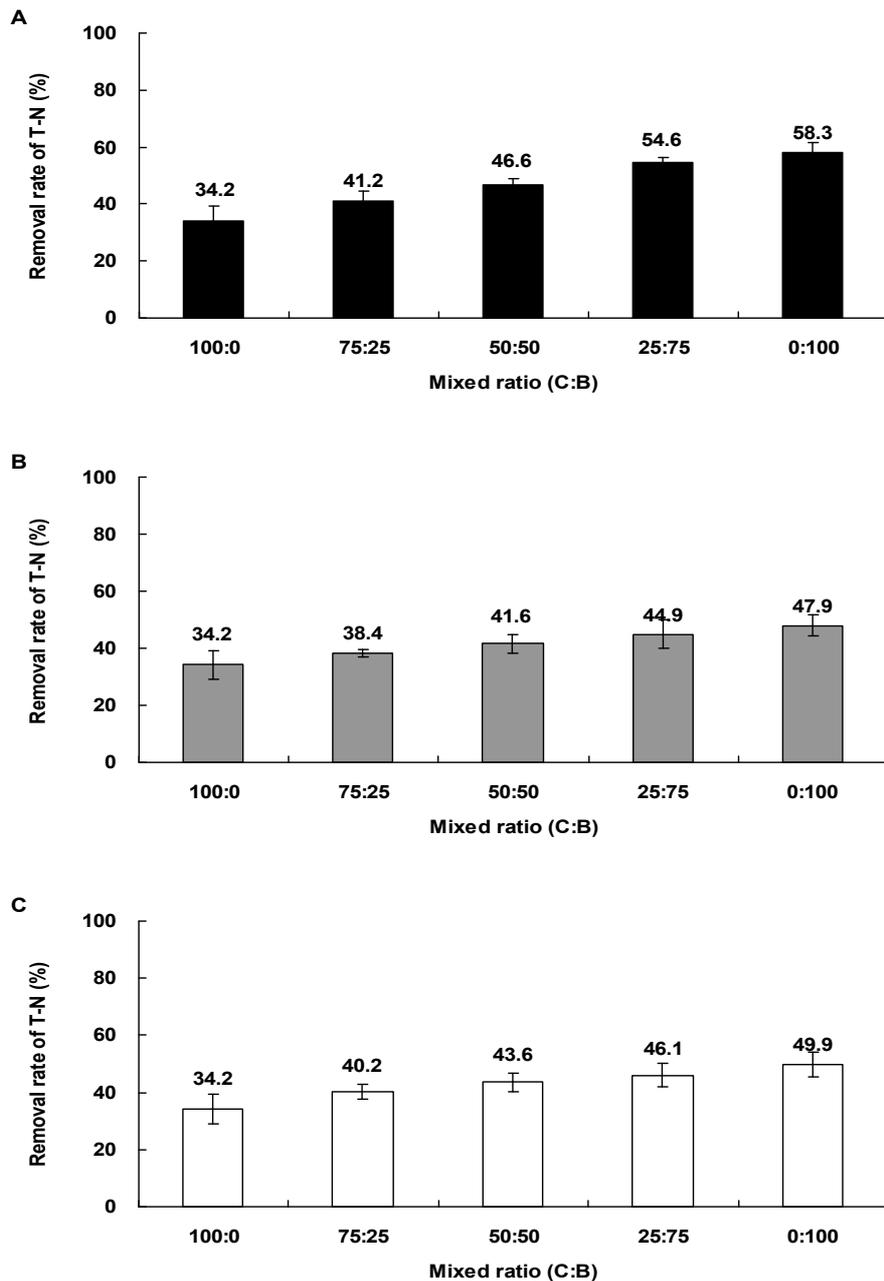


Fig. 3-162. Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 T-N 처리효율.

A: Sesame biochar, B: Platanus biochar, C: Persimmon biochar

Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 T-P 처리효율은 Fig. 3-163에서 보는 것과 같다. 왕사:biochar의 혼합비율이 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 및 0:100일 때 T-N 처리효율은 참깨대의 경우 각각 43.3, 54.6, 61.6, 68.6 및 74.7%이었으며, 플라타나스의 경우는 각각 43.3, 49.6, 55.6, 61.6 및 69.1%이었고, 감나무의 경우는 각각 43.3, 47.4, 52.6, 57.1 및 63.0%으로 혼합비율이 증가함에 따라 증가하는 경향이였다.

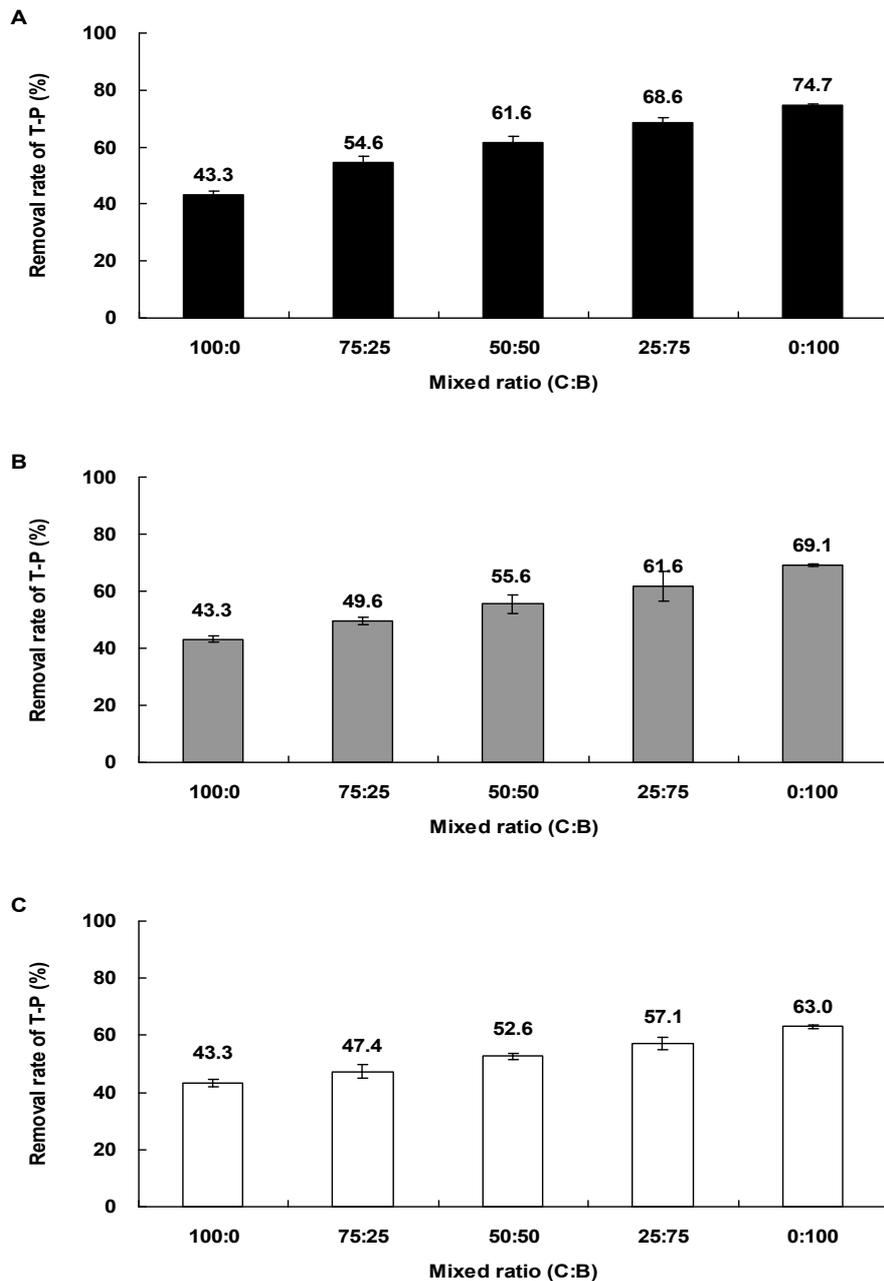


Fig. 3-163. Biochar와 여재의 혼합비율에 따른 T-P 처리효율.

A: Sesame biochar, B: Platanus biochar, C: Persimmon biochar

결과적으로 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 biochar의 혼합비율이 증가함에 따라 증가하는 경향이었고, 0:100의 비율이 가장 높은 처리효율을 보였다. 하지만 biochar의 경제성 부분과 발생하는 바이오매스의 양을 고려할 때 0:100의 비율로 biochar를 주입하는 것은 어려울 것으로 판단된다. 또한 biochar를 습지에 단독으로 이용시 biochar가 수면위로 부상되는 문제가 발생되며, 또한 야외에 노출되어 있는 인공습지의 경우는 집중강우시 습지에서 biochar가 범람되는 문제가 발생한다. 이에 적당한 무게의 균형을 유지하면서 처리효율이 떨어지지 않는 범위에서 biochar를 여재와 혼합하여 사용해야 할 것으로 판단된다. 이에 biochar를 습지에 적용할 때 가장 효과적인 왕사와 biochar의 혼합비율은 75:25일 것으로 판단된다.

(3) 인공습지 적용을 위한 환경정화용 biochar의 최적조건 구명

인공습지 적용을 위한 환경정화용 biochar의 최적조건에서의 biochar 종류별 오염물질 처리효율은 Fig. 3-164에서 보는 것과 같다. BOD 처리효율은 전반적으로 79.4-81.2%의 범위였고, SS의 처리효율 및 T-N의 처리효율은 참깨가 91.2 및 41.2%으로 가장 높았고, 인의 경우에는 참깨가 54.6%으로 다른 biochar에 비해 매우 높았다. 따라서 환경정화용 biochar의 경우 인의 흡착을 위해서는 반드시 ZnCl₂와 같이 비특이적인 흡착을 할 수 있는 활성화단계가 필요하고, 인공습지 적용시에는 왕사 75: biochar 25의 비율이 경제성이나 처리효율 면에서 가장 효과적일 것으로 판단된다. 또한 습지에 적용할 수 있는 biochar는 농업 및 산림에서 발생하는 대부분 부산물들 적용이 가능할 것으로 판단된다.

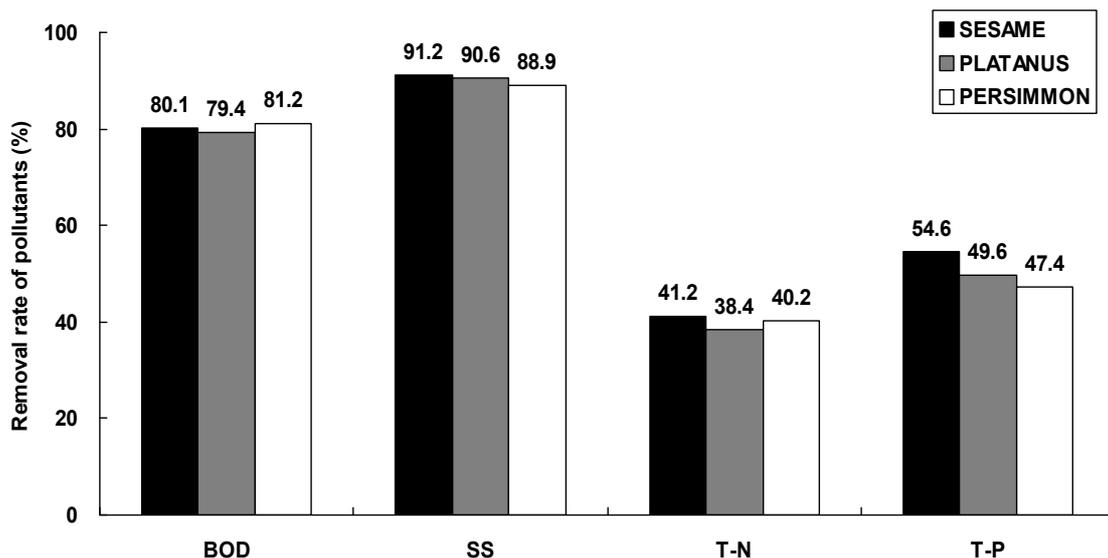


Fig. 3-164. Column장치에서 농림 바이오매스 종류별 오염물질 처리효율.

다) 환경정화용 biochar의 인공습지 적용가능성 검토

환경정화용 biochar의 인공습지 적용가능성 검토는 폐수의 유입성상 및 부하량에 따른 환경정화용 biochar가 적용된 인공습지의 안정성 및 대응성을 검토하기 위한 것으로 폐수의 종류를 하수, 폐양액 및 축산폐수로 구분하고 각 폐수의 유입부하량을 달리하여 오염물질의 처리효율을 평가하였다.

(1) 오폐수 종류별 오염물질 처리효율 조사

Lab-scale 인공습지에서 오폐수 종류에 따른 오염물질 처리효율 조사는 참깨대 biochar를 이용하여 조사하였으며, 오폐수 종류는 하수, 폐양액 및 축산폐수로 구분하여 조사하였다.

하수의 주입에 따른 참깨대 biochar의 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 Fig. 1-40 및 Fig. 1-43에서 보는 것과 같다. 하수의 BOD 유입량은 $33.8\text{--}48.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 38.5 mg L^{-1} 으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 $9.4\text{--}18.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 14.6 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $1.61\text{--}5.12\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 3.02 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 92.1%이었다. 하수의 SS 유입량은 $98.6\text{--}151.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 116.4 mg L^{-1} 으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 $25.6\text{--}50.4\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 38.0 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $4.1\text{--}8.9\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 6.1 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 94.8%이었다. 하수의 T-N 유입량은 $62.4\text{--}81.4\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 70.2 mg L^{-1} 으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 $48.6\text{--}60.2\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 54.8 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $16.4\text{--}26.2\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 21.3 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N의 처리효율은 69.7%이었다. Kim et al. (2009)에 따르면 생물학적 고도처리시설에서 질소제거는 질산화와 탈질로 구성되어 있으며 질소제거 공정은 호기성 독립영양 미생물에 의한 질산화를 거쳐 중속영양 미생물에 의한 무산소 반응조에서의 탈질에 의해 기체형태의 질소(N_2)로 환원시킨 후 공기 중으로 방출하여 제거한다. 그리고 이러한 질소제거 성능을 향상시키려면 미생물의 활성을 높게 유지하는 환경조성이 필요하다고 보고되어진 바 있다. 이와 같이 biochar는 원활한 산소공급으로 인하여 미생물의 활성을 높게 유지해주는 좋은 여과제이며, 이로 인하여 T-N의 처리효율은 증가한 것으로 사료된다.

하수의 T-P 유입량은 $5.9\text{--}8.5\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 7.1 mg L^{-1} 으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 $0.9\text{--}2.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 1.5 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $0.1\text{--}1.0\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 0.5 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종처리수 중의 T-P 처리효율은 93.0%이었다. 일반적으로 폐·하수처리에 적용 가능한 인 처리 방법은 칼슘, 알루미늄 및 철 등의 금속염을 투입하고 생성되는 불용성 침전물을 걸러내는 화학적 방법, 고형입자

에 흡착되어 있는 성분의 여과 (Addiscott and Thomas, 2000), 용해상태의 성분은 여제입자나 기타 다른 입자에의 흡착, 그리고 식물에 의한 흡수, 미생물에 의한 분해 등을 이용하는 생물학적 처리방법이 있으나 (Seo et al., 2006; Park et al., 2011), 이들 방법은 경제성인 비용과 처리효율이 미흡하여 활용도가 떨어진다. 이에 본 연구결과와 같이 환경정화용 biochar를 이용한 습지시스템은 경제성과 처리효율 면에서 기존의 방법보다 우수할 것으로 판단된다.

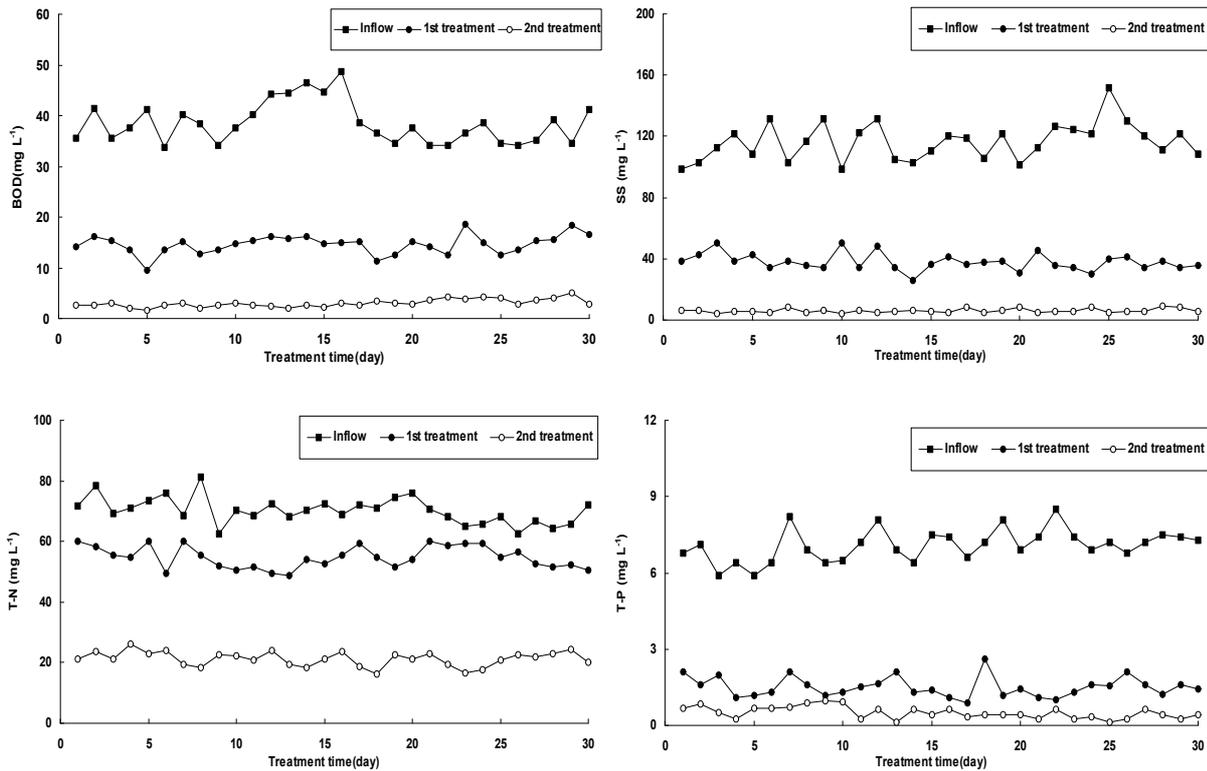


Fig. 3-165. Lab-scale 인공습지에서 하수 주입에 따른 오염물질 농도변화.

폐양액 주입에 따른 참깨대 biochar의 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 Fig. 3-166에서 보는 것과 같다. 폐양액의 BOD 유입량은 7.90-10.30 mg L⁻¹의 범위로 평균 9.02 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 1.26-3.10 mg L⁻¹의 범위로 평균 1.91 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.12-0.84 mg L⁻¹범위로 평균 0.45 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 95.1%이었다. 폐양액의 SS 유입량은 13.21-18.18 mg L⁻¹의 범위로 평균 15.03 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 1.26-3.26 mg L⁻¹의 범위로 평균 1.76 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.06-0.58 mg L⁻¹범위로 평균 0.24 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 98.4%이었다. 폐양액의 T-N 유입량은 102.6-132.2 mg L⁻¹의 범위로 평균 120.8 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 89.4-112.6 mg L⁻¹의 범위로 평균 98.9 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐

기성조 처리수는 34.2-51.2 mg L⁻¹범위로 평균 42.5 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N의 처리효율은 64.8%이었다. 폐양액의 T-P 유입량은 13.6-18.4 mg L⁻¹의 범위로 평균 15.4 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 3.7-5.7 mg L⁻¹의 범위로 평균 4.7 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.2-1.6 mg L⁻¹범위로 평균 0.7 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-P 처리효율은 95.7%이었다

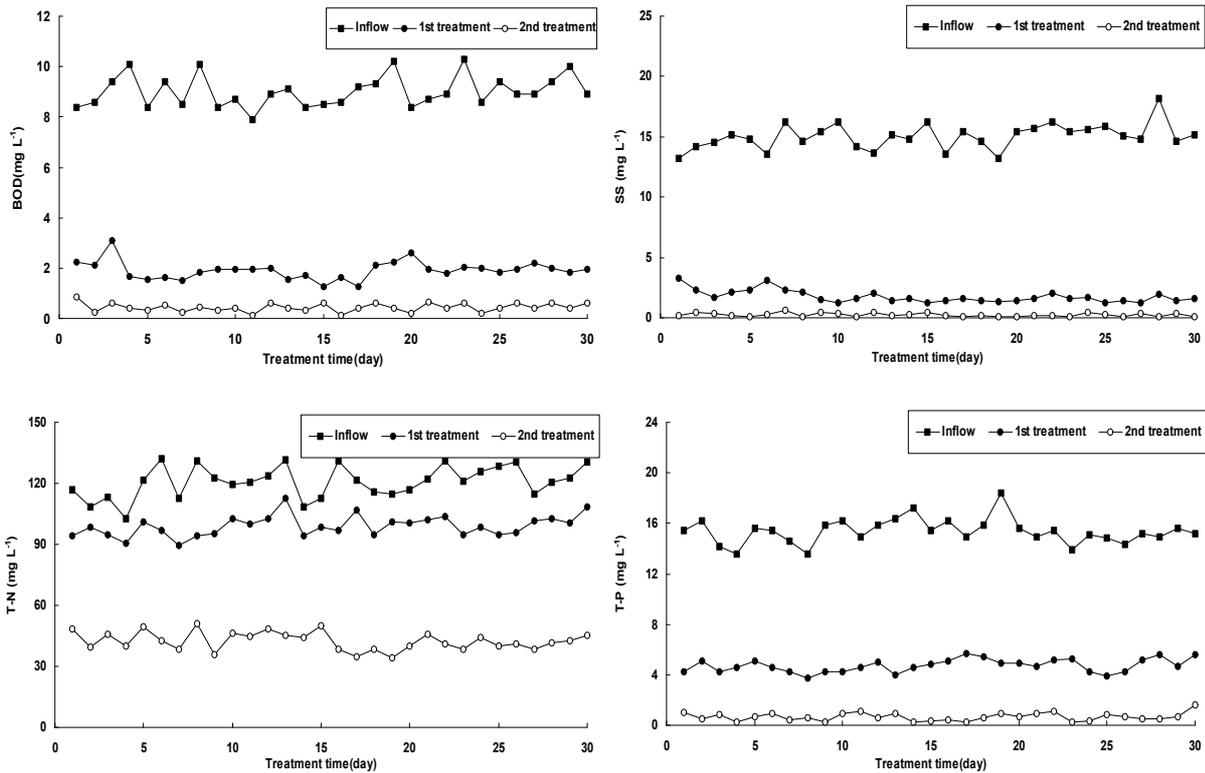


Fig. 3-166. Lab-scale 인공습지에서 폐양액 주입에 따른 오염물질 농도변화.

축산폐수의 주입에 따른 참깨대 biochar의 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 Fig. 3-167 및 Fig. 3-168에서 보는 것과 같다. 축산폐수의 BOD 유입량은 1,854-1,964 mg L⁻¹의 범위로 평균 1,773 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 795-974 mg L⁻¹의 범위로 평균 892 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 190-426 mg L⁻¹범위로 평균 280 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 83.1%이었다. 축산폐수의 SS 유입량은 2,750-3,512 mg L⁻¹의 범위로 평균 3,096 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 1,380-2,010 mg L⁻¹의 범위로 평균 1,704 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 250-860 mg L⁻¹범위로 평균 490 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 84.2%이었다. 축산폐수의 T-N 유입량은 1,864-2,620 mg L⁻¹의 범위로 평균 2,149 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 1,456-1,950 mg L⁻¹의 범위로 평균

1,741 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 514-1,152 mg L⁻¹범위로 평균 876 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N의 처리효율은 59.2%이었다. 축산폐수의 T-P 유입량은 107-141 mg L⁻¹의 범위로 평균 120 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 1차 호기성조에서 처리수는 55-72 mg L⁻¹의 범위로 평균 64 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 9-20 mg L⁻¹범위로 평균 14 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-P 처리효율은 88.4%이었다.

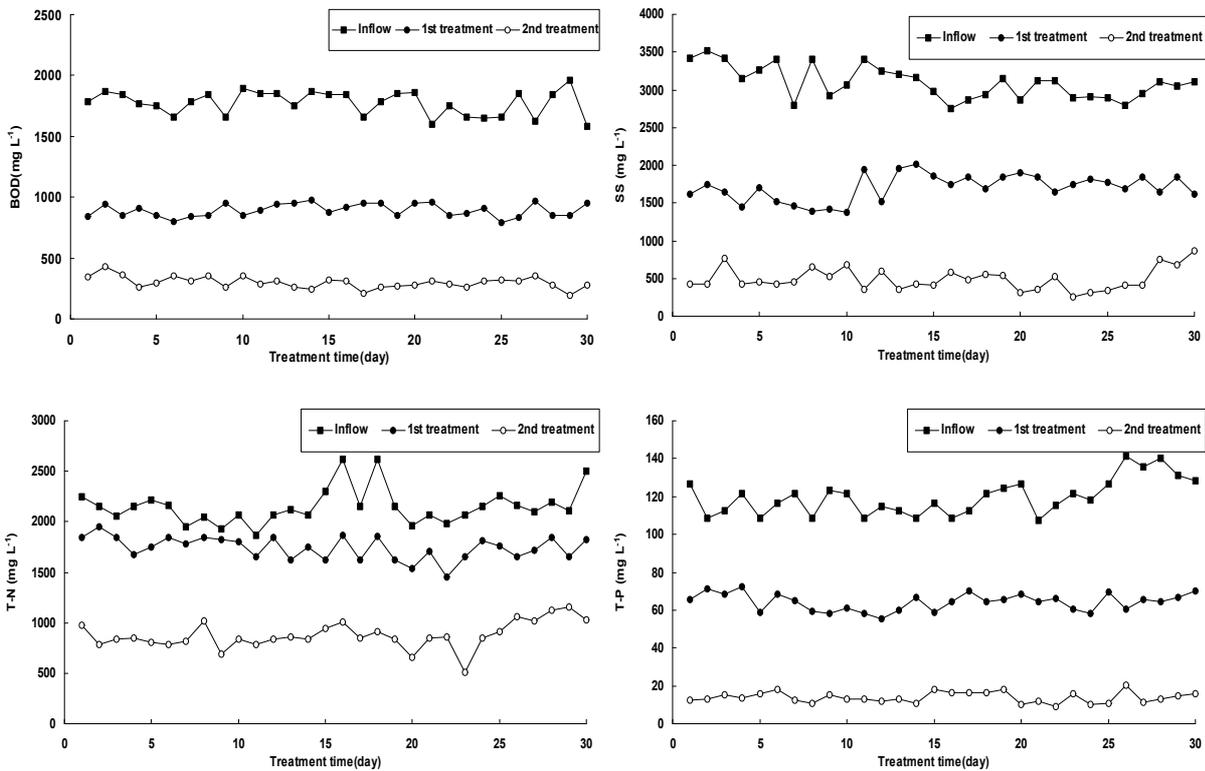


Fig. 3-167. Lab-scale 인공습지에서 축산폐수 주입에 따른 오염물질 농도변화

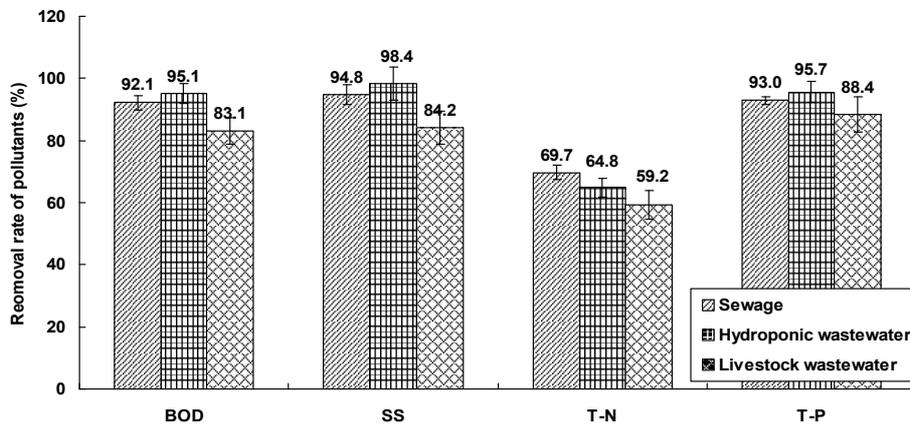


Fig. 3-168. Lab-scale 인공습지에서 오폐수 종류에 따른 오염물질 처리효율.

(2) 오폐수 부하량별 오염물질 처리효율 조사

Lab-scale 인공습지에서 오폐수 종류별 부하량에 따른 오염물질 처리효율 조사는 오폐수를 하수, 폐양액 및 축산폐수로 구분하여 각 폐수의 부하량을 150, 300 및 450 L m⁻² day⁻¹로 구분하여 호기성 및 혐기성조를 통과한 최종 유출수의 처리효율을 조사하였다. 하수 및 폐양액의 부하량에 따른 BOD 처리효율은 별 다른 차이 없이 유사한 경향이었으나, 축산폐수의 경우는 150 L m⁻² day⁻¹ 이상부터는 처리효율이 감소하는 경향이었다 (Fig. 3-169).

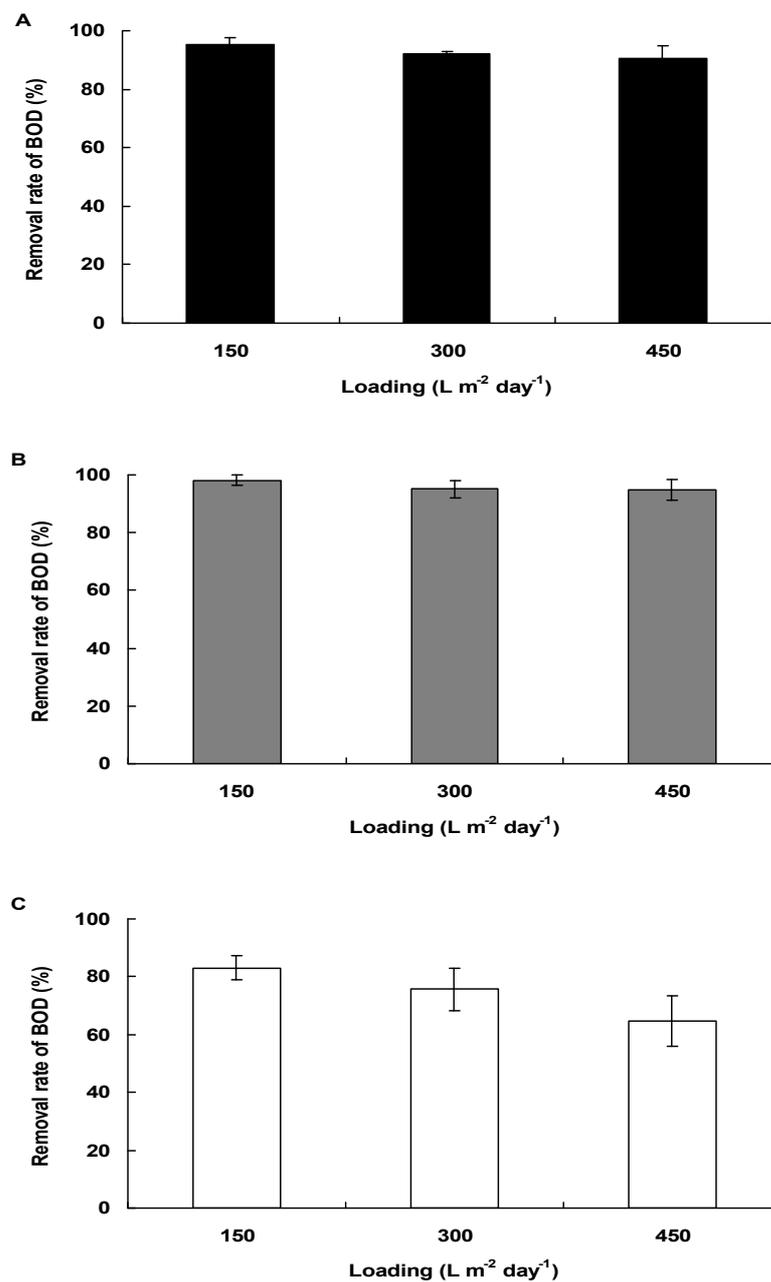


Fig. 3-169. Lab-scale 인공습지에서 오염원 종류별 부하량에 따른 BOD 처리효율.

A: Sewage, B: Hydroponic wastewater, C: Livestock wastewater

Lab-scale 인공습지에서오염원 종류별 부하량에 따른 SS 처리효율은 Fig. 3-170에서 보는 것과 같이 150, 300 및 450 L m⁻² day⁻¹ 일때 하수의 SS 처리효율은 97.6, 94.8, 93.4%이었으며, 폐양액의 경우는 99.1, 98.4 및 98.0%이었고, 축산폐수의 경우는 84.0, 80.2 및 72.3%으로 폐양액 및 하수의 경우는 부하량이 증가함에도 불구하고 안정적인 처리가 가능한 반면 축산폐수의 경우는 부하량이 증가함에 따라 처리효율 감소하는 경향이였다. 따라서 biochar가 투입된 인공습지의 경우 고농도의 시료 유입시에는 부하량 산정이 우선적으로 고려되어야 할 것으로 판단된다.

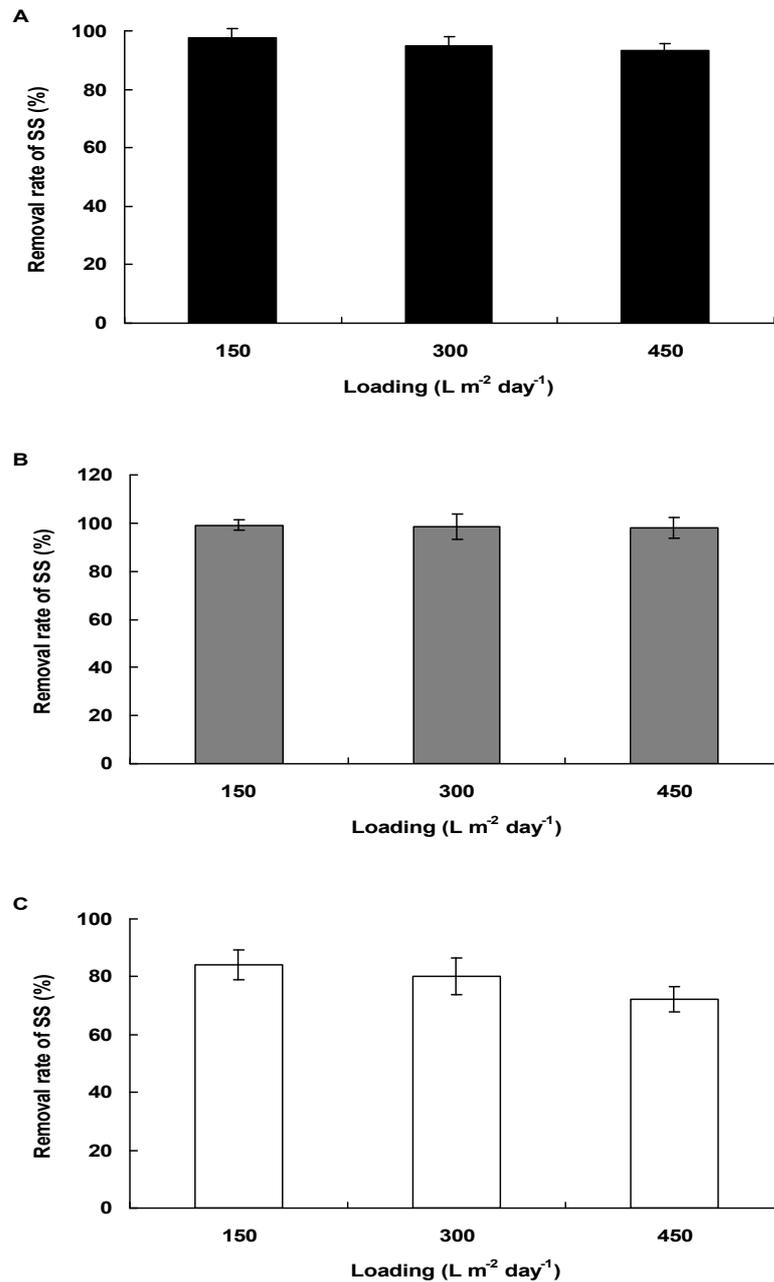


Fig. 3-170. Lab-scale 인공습지에서 오염원 종류별 부하량에 따른 SS 처리효율.

A: Sewage, B: Hydroponic wastewater, C: Livestock wastewater

Lab-scale 인공습지에서 오염원 종류별 부하량에 따른 T-N 처리효율은 Fig. 3-171에서 보는 것과 같이 150, 300 및 450 L m⁻² day⁻¹ 일때 하수의 T-N 처리효율은 72.3, 69.7 및 68.7%이었으며, 폐양액의 경우는 74.3, 64.8 및 51.3%이었고, 축산폐수의 경우는 59.2, 52.3 및 40.7%으로 하수의 경우는 부하량이 증가함에도 불구하고 비교적 안정적인 처리가 가능한 반면 폐양액 및 축산폐수의 경우는 부하량이 증가함에 따라 처리효율 감소하는 경향이였다. 폐양액 및 축산폐수는 하수에 비해 T-N의 함량이 비교적 고농도이고, 고농도인 폐수가 다량으로 유입됨에 따라 습지용량 자체에 부하가 되어 처리효율이 낮아진 것으로 사료된다.

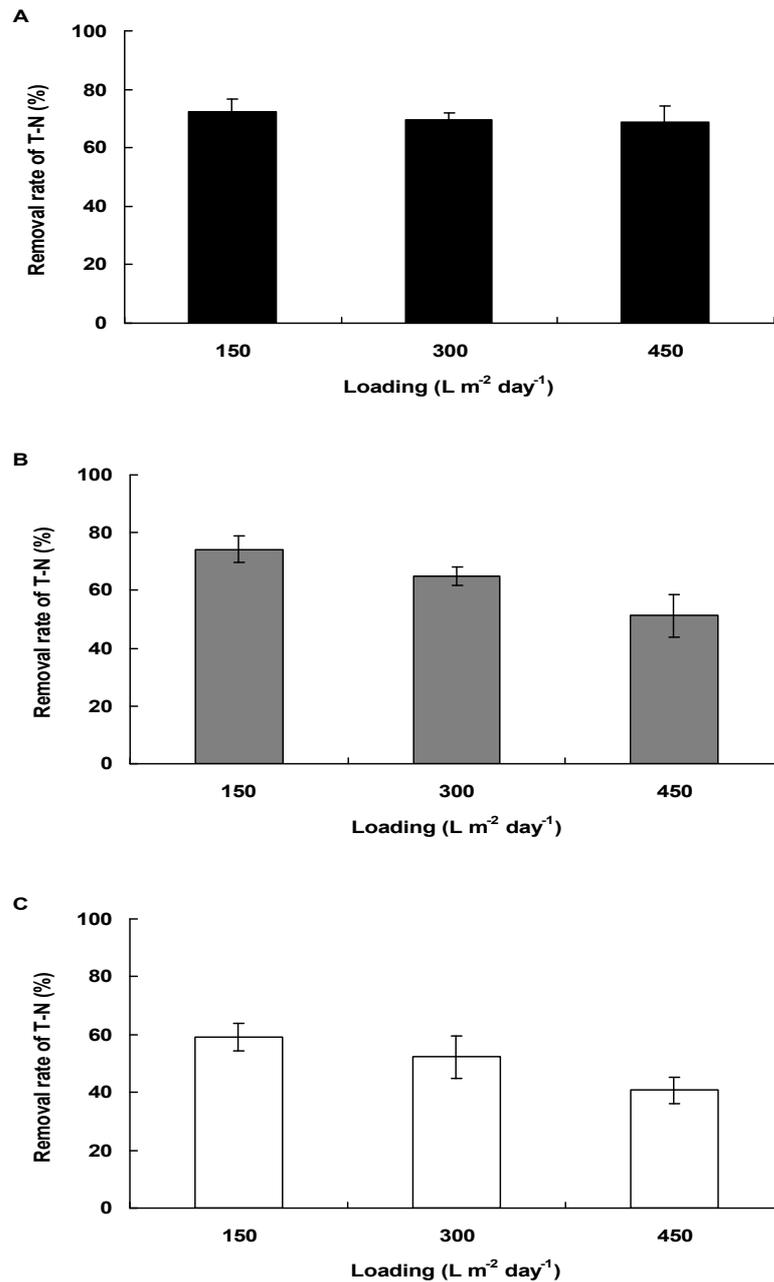


Fig. 3-171. Lab-scale 인공습지에서 오염원 종류별 부하량에 따른 T-N 처리효율.

A: Sewage, B: Hydroponic wastewater, C: Livestock wastewater

Lab-scale 인공습지에서 오염원 종류별 부하량에 따른 T-P 처리효율은 Fig. 3-172에서 보는 것과 같이 150, 300 및 450 L m⁻² day⁻¹ 일때 하수의 T-P 처리효율은 94.3, 93.0 및 91.3%으로 약간 감소하긴 하였으나 그 폭은 크지 않았고, 폐양액의 경우는 98.3, 95.7 및 90.6%으로 부하량에 따라 처리효율이 감소하였다. 축산폐수의 경우는 88.4, 82.7 및 79.6%으로 부하량이 증가함에 따라 처리효율 감소하는 경향이였다. 따라서 biochar를 활용한 인공습지의 설계 및 시공시 오염물질의 농도와 부하량이 동시에 고려되어 습지면적이 설정되어야 하며, 정화효율 향상을 위해 내부에 충전되는 여재가 선정되어야 할 것으로 판단된다.

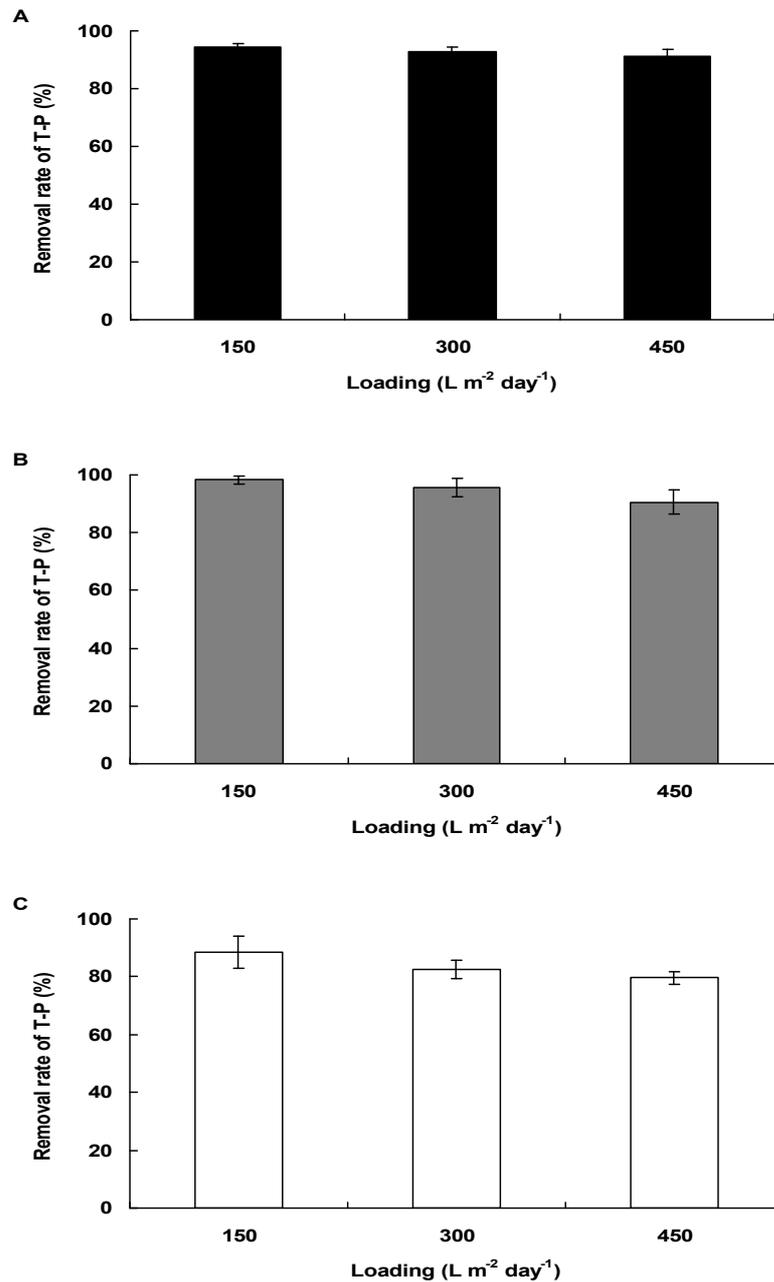


Fig. 3-172. Lab-scale 인공습지에서 오염원 종류별 부하량에 따른 T-P 처리효율.

A: Sewage, B: Hydroponic wastewater, C: Livestock wastewater

라) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지의 수생태학적 효율성 평가

(1) 소형 인공습지의 수처리효율 조사

(가) 환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사

환경정화용 biochar 종류별 정화효율 조사는 상기 2)항 및 3)항)의 biochar의 습지 적용의 최적조건을 이용하여 습지에서 대표적인 여재로 가장 많이 이용되는 왕사 (대조구)와 참깨대, 플라타나스 및 감나무 biochar (B)가 왕사 (C)와 일정하게 혼합된 (C75:B25) 호기-혐기 조합형 현장 소형 인공습지에서 하수를 $300 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 로 유입되게 하여 3개월 동안 34회에 걸쳐 BOD, SS, T-N 및 T-P 함량을 조사하였다.

현장 소형 인공습지에서 BOD, SS, T-N 및 T-P의 농도변화 및 처리효율은 Fig. 3-173에서 보는 것과 같다. 모든 처리조에 BOD 유입량은 $29.6\text{--}54.2 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 43.0 mg L^{-1} 으로 3개월에 걸쳐 불규칙하게 유입되었으며, 왕사가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 평균 18.3 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 평균 2.6 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 93.9%이었다.

참깨 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 $6.2\text{--}18.4 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 12.5 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $0.2\text{--}2.2 \text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 1.2 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 97.1%이었다. 플라타나스 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 평균 16.7 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 평균 1.8 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 95.6%이었다. 감나무 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 평균 16.1 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 평균 2.0 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 BOD 처리효율은 95.3%이었다. 각 여재별 BOD 처리효율은 시기별 별 다른 차이 없이 90%이상으로 높은 처리효율을 보였다.

Lee et al. (1994) 및 Park et al. (2011)의 연구에 의하면 호기-혐기성조 조합형 인공습지에서는 시기가 경과함에 따라 1차 및 2차 처리수 중의 BOD가 점점 낮아지는 경향으로 미생물과 수생식물의 활착으로 인해 서서히 안정화 된다고 보고되어진 바 있다 (Lee et al., 1994).

본 현장 인공습지 처리장은 불규칙한 농도로 유입되는 하수에 대하여 안정적인 처리가 가능하며, 특히 왕사와 biochar가 혼합된 인공습지의 경우는 왕사만 들어간 인공습지에 비해서 2-3% 정도의 처리효율이 향상되는 것을 확인할 수가 있었다. 이는 biochar가 들어가면서 호기성조의 산소공급을 원활하게 하여 호기성 미생물을 생육을 촉진시키고, 부유물질을 부착시킴으로써 혐기성조로 유입되는 BOD 농도를 저감시킴으로 나온 결과인 것으로 판단된다.

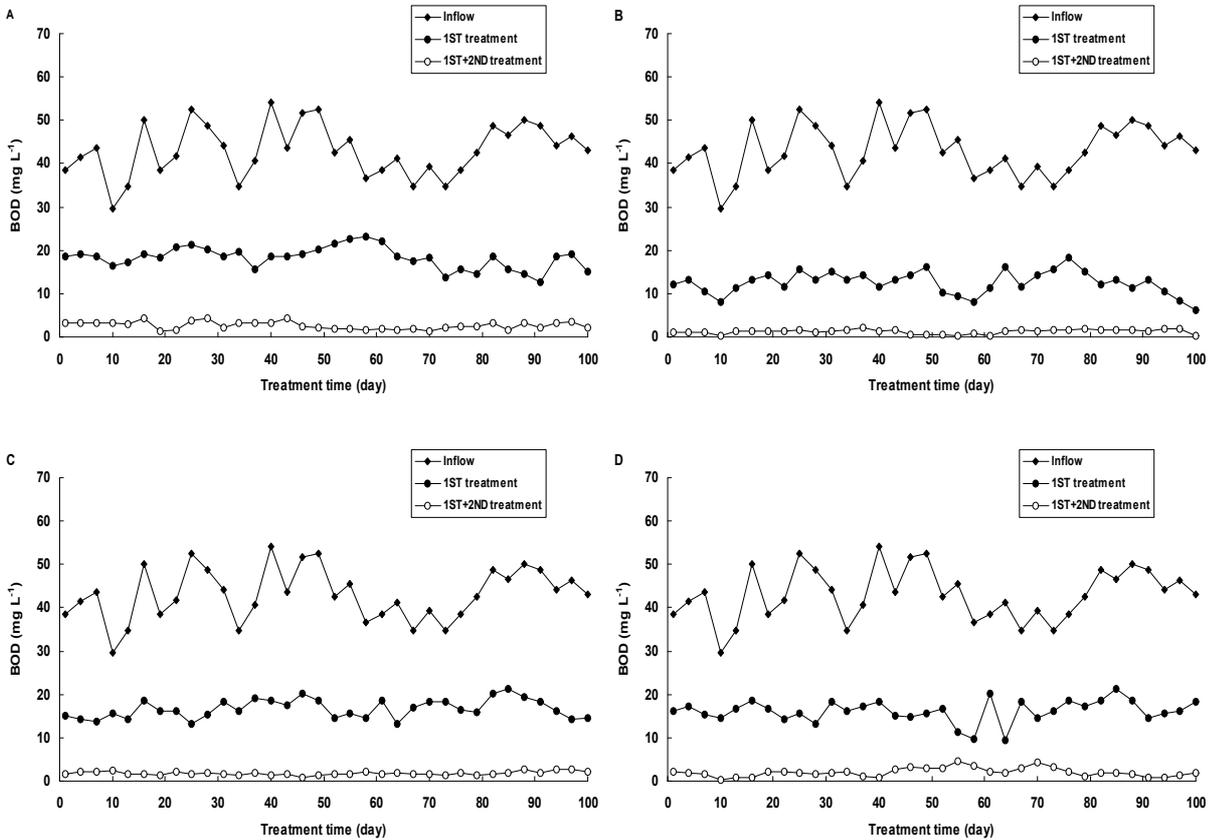


Fig. 3-173. 소형 인공습지에서 처리시기별 BOD 농도변화.

A : Coarse sand, B : Sesame stem, C : Platanus branch, D : Persimmon branch

모든 처리조에 SS 유입량은 $98.6\text{--}142.3\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 119.5 mg L^{-1} 으로 유입되었으며, 왕사가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 $30.3\text{--}58.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 43.3 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 3.6 mg L^{-1} 범위로 평균 11.2 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 94.8%이었다 (Fig 3-174). 참깨 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 $25.4\text{--}38.4\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 31.2 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $0.3\text{--}4.6\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 1.5 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 98.7%이었다. 플라타나스 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 $25.7\text{--}48.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 38.3 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $0.4\text{--}7.6\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 3.4 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 97.2%이었다. 감나무 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 $24.7\text{--}53.2\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 40.5 mg L^{-1} 으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 $0.4\text{--}8.3\text{ mg L}^{-1}$ 범위로 평균 3.1 mg L^{-1} 의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 SS 처리효율은 97.4%이었다. 각 여재별 SS 처리효율은 시기별 별 다른 차이 없이 90%이상으로 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 안정적으로 SS의 처리가 가

능한 것은 본 공법이 주로 여재에 의한 여과가 주된 처리이기 때문이다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 현탁물질은 입자상태로 처리조 내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대부분 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (Yoon et al., 1998; Seo et al., 2002).

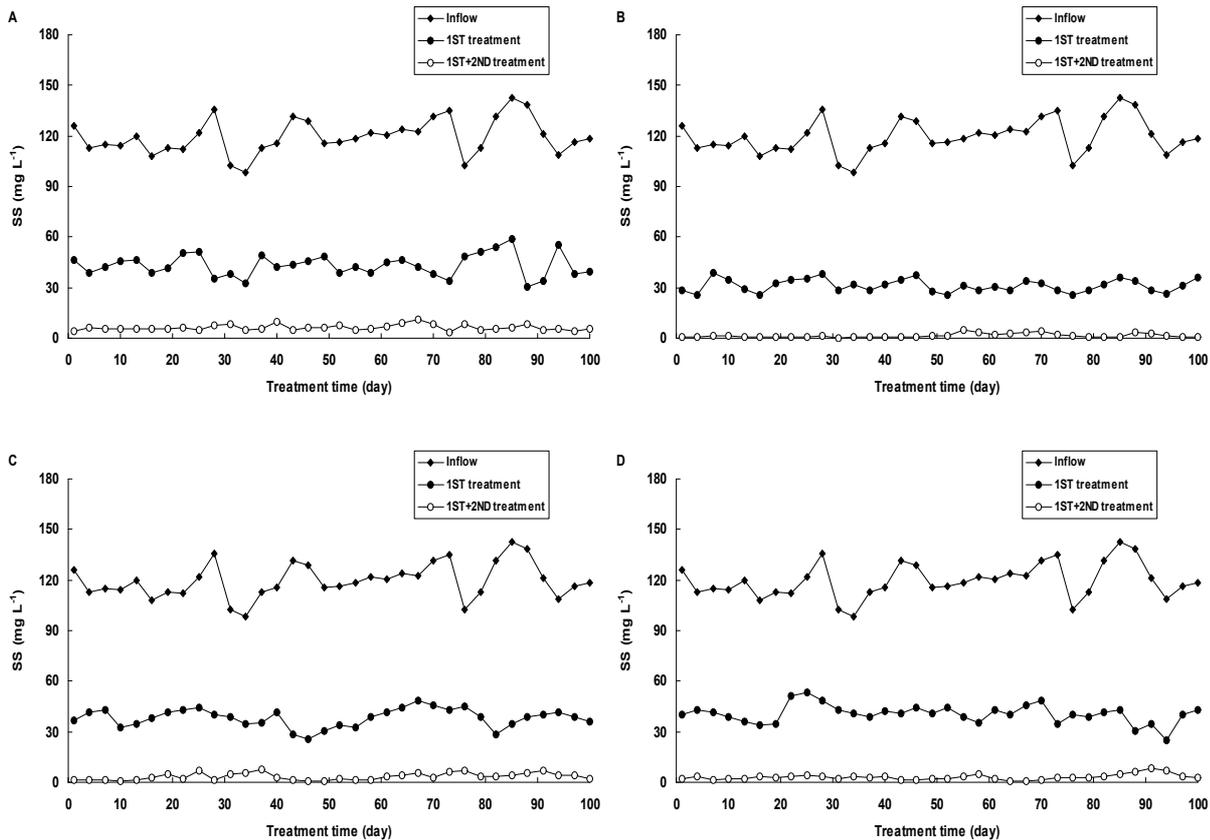


Fig. 3-174. 소형 인공습지에서 처리시기별 SS 농도변화.

A : Coarse sand, B : Sesame stem, C : Platanus branch, D : Persimmon branch

모든 처리조에 T-N 유입량은 68.6-88.6 mg L⁻¹의 범위로 평균 74.9 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 왕사가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 50.2-68.1 mg L⁻¹의 범위로 평균 59.3 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 30.1-41.1 mg L⁻¹범위로 평균 34.6 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N 처리효율은 53.8%이었다 (Fig. 3-175). 참깨대 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 42.6-56.4 mg L⁻¹의 범위로 평균 50.1 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 10.2-25.2 mg L⁻¹범위로 평균 17.3 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N 처리효율은 76.9%이었다. 플라타나스 가지 biochar가 주입된 1차 호기성조에

서 처리수는 42.6-59.4 mg L⁻¹의 범위로 평균 52.9 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 20.2-31.2 mg L⁻¹범위로 평균 24.9 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N 처리효율은 66.8%이었다. 감나무 가지 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 42.1-61.3 mg L⁻¹의 범위로 평균 51.8 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 18.6-34.2 mg L⁻¹ 범위로 평균 23.9 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N 처리효율은 68.0%이었다.

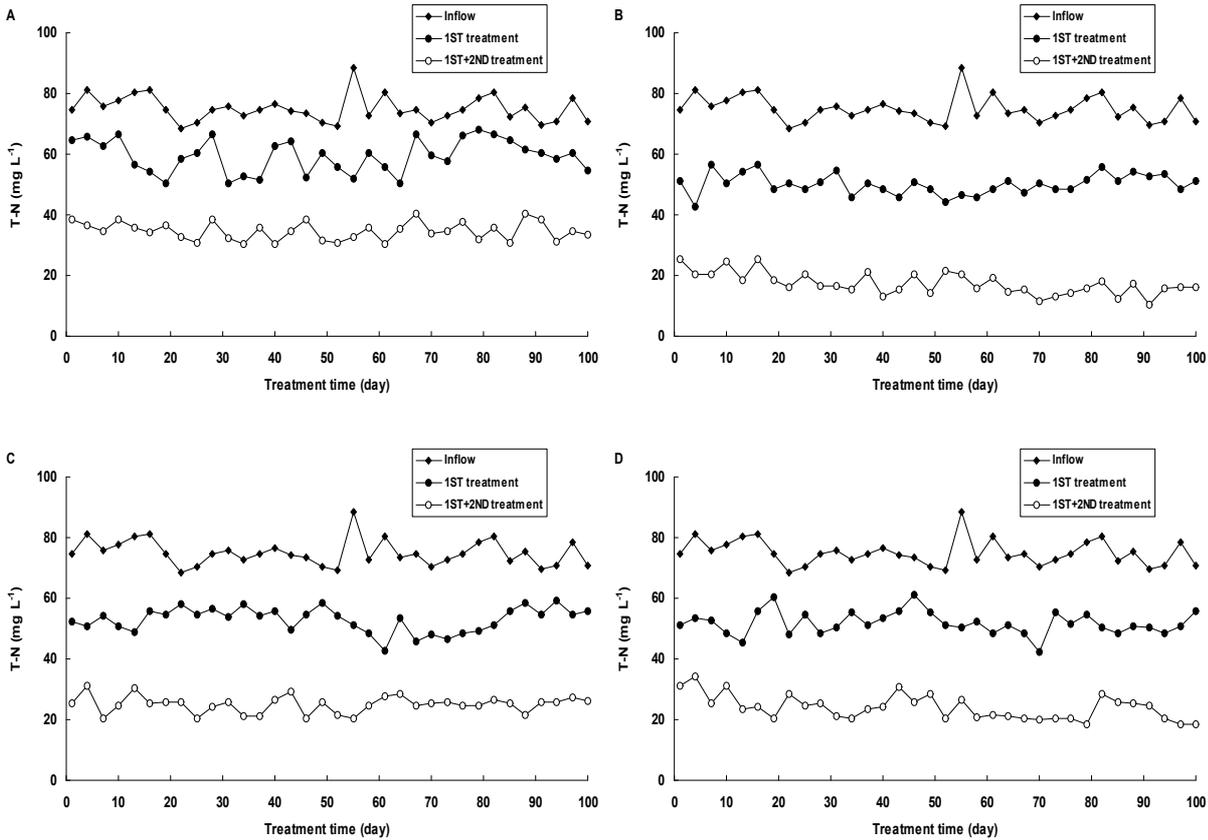


Fig. 3-175. 소형 인공습지에서 처리시기별 T-N 농도변화.

A : Coarse sand, B : Sesame stem, C : Platanus branch, D : Persimmon branch

모든 처리조에 T-P 유입량은 6.02-9.13 mg L⁻¹의 범위로 평균 7.69 mg L⁻¹으로 유입되었으며, 왕사가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 2.81-5.63 mg L⁻¹의 범위로 평균 3.85 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.60-2.22 mg L⁻¹범위로 평균 1.31 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-P 처리효율은 83.0%이었다 (Fig. 3-176). 참깨대 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 1.61-3.84 mg L⁻¹의 범위로 평균 3.33 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.06-0.62 mg L⁻¹범위로 평균 0.34 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-P 처리효율은 95.6%이었다. 플라타나스 가지 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리

수는 2.05-4.02 mg L⁻¹의 범위로 평균 3.06 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.29-1.22 mg L⁻¹범위로 평균 0.69 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-N 처리효율은 91.0%이었다. 감나무 가지 biochar가 주입된 1차 호기성조에서 처리수는 2.06-3.77 mg L⁻¹의 범위로 평균 2.95 mg L⁻¹으로 유출되었고, 2차 혐기성조 처리수는 0.28-0.95 mg L⁻¹범위로 평균 0.58 mg L⁻¹의 범위로 유출되어 최종 처리수 중의 T-P 처리효율은 92.4%이었다. T-P의 처리기작은 인산염의 침전, 기질에의 흡착, 수생식물에 의한 흡수 및 조류와 세균에 의한 흡수 등으로 예상할 수 있다. 일반적으로 인공습지에서 인 처리는 대부분 흡착과 침전에 의해 주로 처리되며, 식물흡수에 의한 흡수나 미생물에 의한 처리량은 전반적으로 매우 낮은 것으로 알려져 있다 (Seo et al., 2005). 따라서 T-P의 효과적인 처리를 위해서는 인의 흡착과 침전에 용이한 여재의 선정이 필요할 것으로 판단된다. 이상의 결과에서 T-P 처리를 위한 1차조와 2차조의 연결방식에 따라 별 차이 없이 모든 조건에서 처리효율이 좋은 것으로 판단된다.

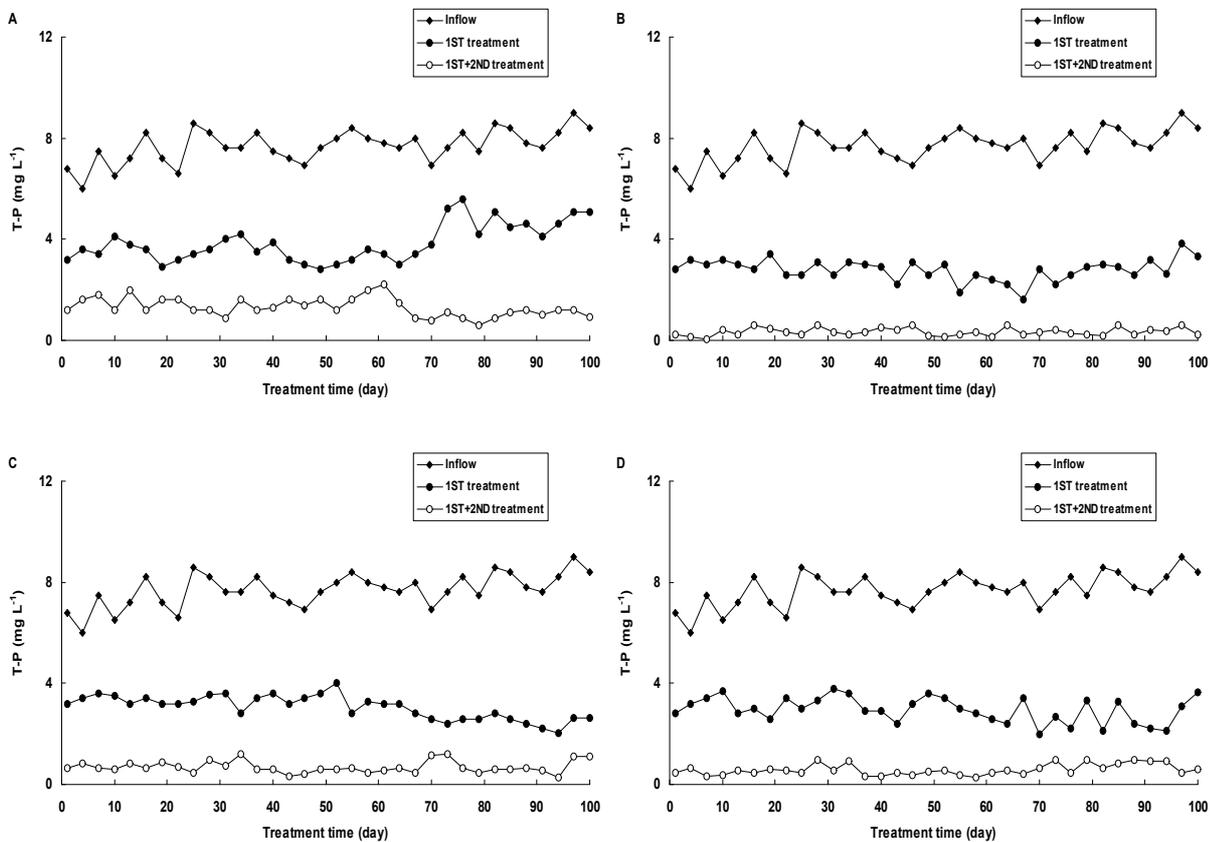


Fig. 3-176. 소형 인공습지에서 처리시기별 T-P 농도변화.

A : Coarse sand, B : Sesame stem, C : Platanus branch, D : Persimmon branch

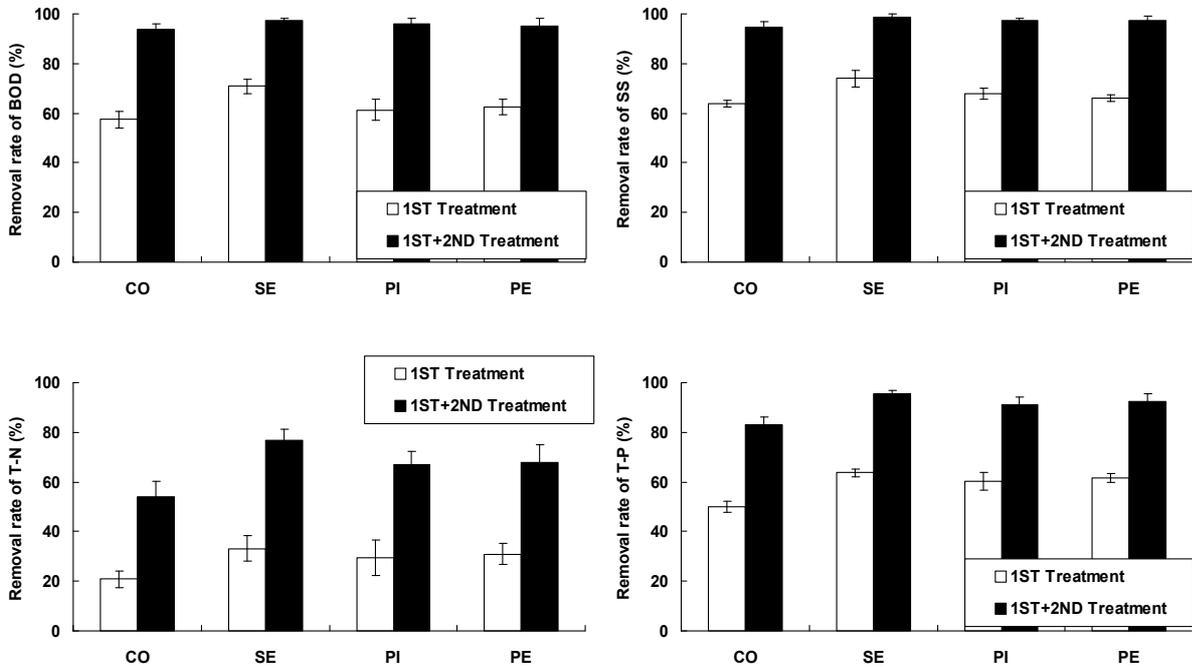


Fig. 3-177. 소형 인공습지에서 처리시기별 BOD, SS, T-N 및 T-P 처리효율.

CO: Coarse sand, SE: Sesame stem, PL : Platanus branch, PE : Persimmon branch

(나) 오염물질 거동 평가를 위한 분해속도 조사

오염물질 거동 평가를 위한 분해속도는 소형 인공습지 하수처리장에서 오염물질의 처리 경향을 파악하고, 이를 토대로 하수처리장의 설계 및 시공시 부지면적 감소와 오염물질의 처리효율 극대화를 위한 기초자료로 활용이 가능할 것이다. 따라서 소형 인공습지 하수처리장에서 오염물질의 분해속도를 조사하기 위해 주입된 오염물질 농도를 초기농도로 하여 체류시간에 따른 오염물질의 농도 감소량을 측정하였고, 이들 결과를 이용하여 오염물질의 분해속도를 조사하였다.

소형 인공습지 하수처리장에서 체류시간에 BOD의 분해속도를 조사한 결과는 Fig. 3-178 및 Table 3-26에서 보는 바와 같다.

인공습지 하수처리장치의 각 호기성조에서 분해속도 방정식은 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0) = -2.8522 \times \text{HRT}(\text{day}) + 0.0018$ ($r=1.0000$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0) = -3.8448 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.1595$ ($r=0.9411$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0) = -2.9984 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.0952$ ($r=0.9642$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0) = -3.4012 \times \text{HRT}(\text{day}) - 1.0243$ ($r=0.9534$)으로 모든 처리조 방정식은 고도의 부의 상관을 보였다.

혐기성조에서 분해속도 방정식은 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.2598 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.2911$ ($r=0.9728$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.6656 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.744$ ($r=0.9873$), 플라타나

스의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.5183 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.3771$ ($r=0.9932$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.5171 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.486$ ($r=0.9848$)으로 모든 처리조의 방정식은 고도의 부의 상관을 보였다. 분해속도는 연속적 주입한 경우가 간헐적 주입한 경우에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향이였다.

분해속도 상수 (K)는 호기성 조의 경우 왕사, 참깨, 플라타나스 및 감나무 처리조에서 각각 2.8522, 3.8448, 2.9984 및 3.4012 d^{-1} 이였고, 혐기성조의 경우 1.2598, 1.6656, 1.5183 및 1.5171 d^{-1} 였으며, 분해속도는 호기성조가 혐기성조에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향이였다. 이와 같이 호기성조의 BOD의 분해속도가 혐기성조에 비해 훨씬 빠른 것은 호기성조에서는 통풍시스템에 의해 원활한 산소가 공급됨으로서 분해속도가 빠른 호기성 미생물에 의해 BOD성 오염물질들이 많이 처리되었기 때문으로 사료된다.

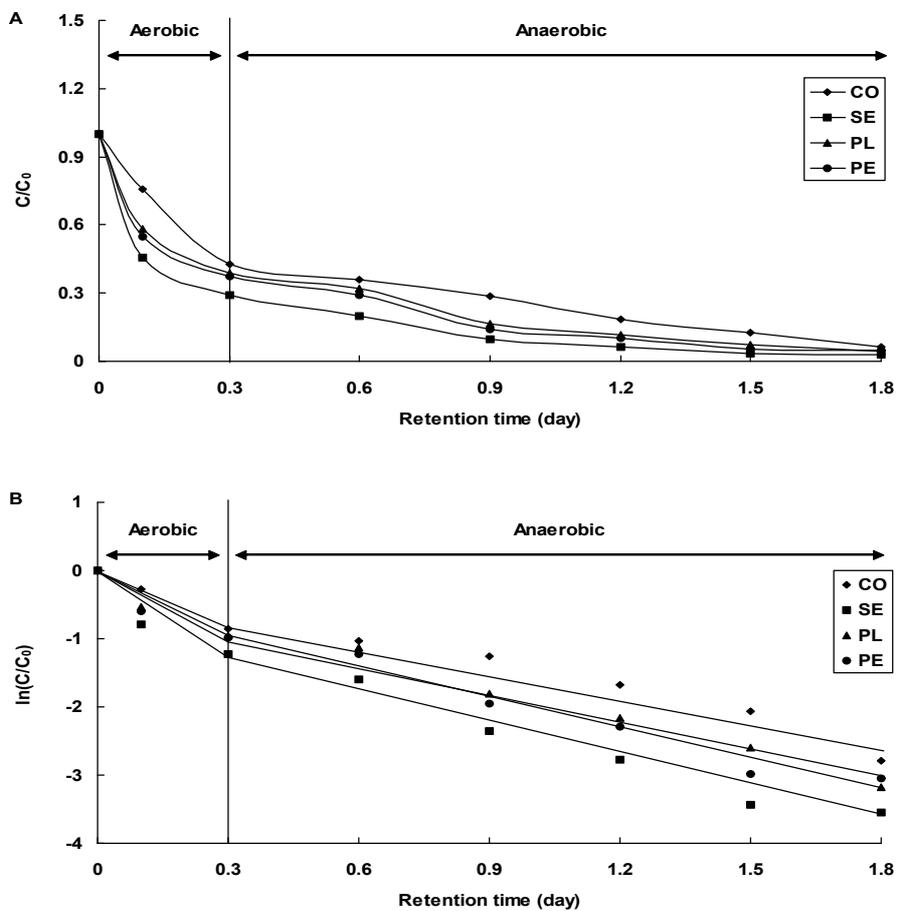


Fig. 3-178. 소형 인공습지에서 BOD의 반응비(A) 및 분해속도(B).

A : Reaction rate, B : Decomposition velocity, CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

소형 인공습지 하수처리장에서 체류시간에 SS의 분해속도를 조사한 결과는 Fig. 3-179 및 Table 3-26에서 보는 바와 같다. 인공습지 하수처리장치의 각 호기성조에서 분해속도 방정식

은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0)=-3.1942 \times \text{HRT}(\text{day})-0.1136$ ($r=0.9557$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0)=-4.2315 \times \text{HRT}(\text{day})-0.1481$ ($r=0.9570$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0)=-3.5888 \times \text{HRT}(\text{day})-0.124$ ($r=0.9579$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0)=-3.4012 \times \text{HRT}(\text{day})-0.1243$ ($r=0.9534$)으로 모든 처리조 방정식은 고도의 부의 상관을 보였다.

혐기성조에서 분해속도 방정식은 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0)=-1.2259 \times \text{HRT}(\text{day})-0.7486$ ($r=0.9837$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0)=-2.0800 \times \text{HRT}(\text{day})-0.5451$ ($r=0.9950$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0)=-1.6931 \times \text{HRT}(\text{day})-0.6157$ ($r=0.9878$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0)=-1.7071 \times \text{HRT}(\text{day})-0.5343$ ($r=0.9873$)으로 모든 처리조의 방정식은 고도의 부의 상관을 보였다.

분해속도는 연속적 주입한 경우가 간헐적 주입한 경우에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향이 있었다. 분해속도 상수(K)는 호기성 조의 경우 왕사, 참깨, 플라타나스 및 감나무 처리조에서 각각 3.1942, 4.2315, 3.5888 및 3.4012 d^{-1} 이었고, 혐기성조의 경우 1.2259, 2.0800, 1.6931 및 1.7071 d^{-1} 였으며, 분해속도는 호기성조가 혐기성조에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향이 있었다.

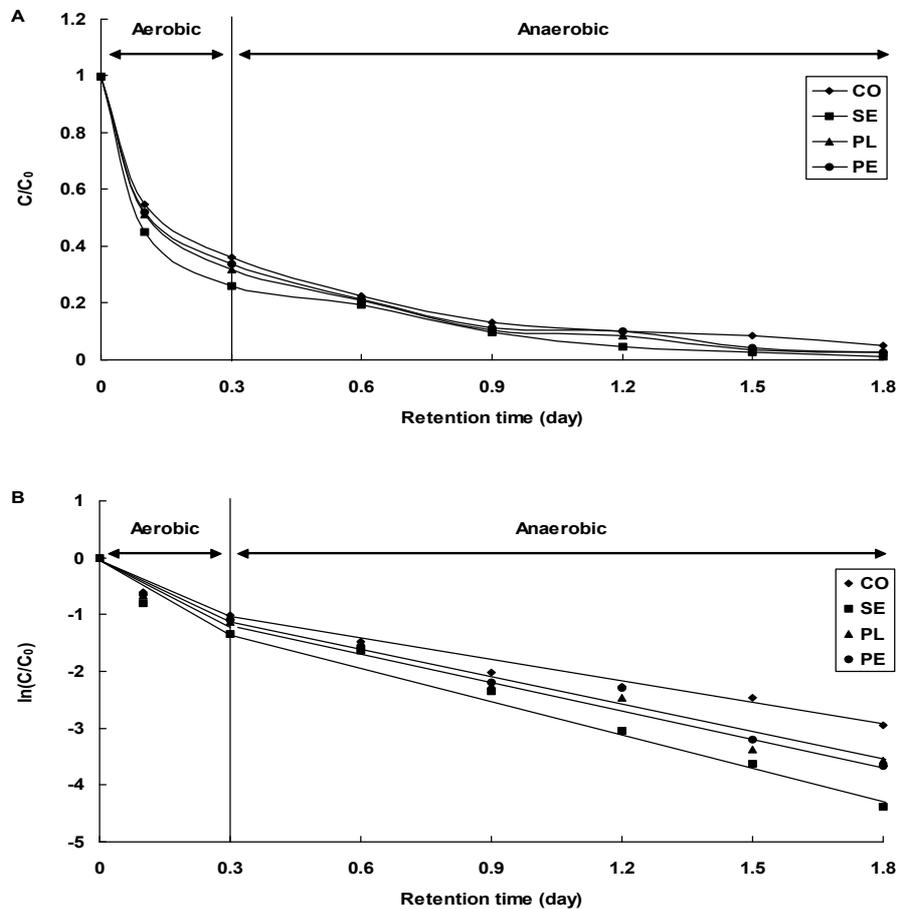


Fig. 3-179. 소형 인공습지에서 SS의 반응비(A) 및 분해속도(B).

A : Reaction rate, B : Decomposition velocity, CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

소형 인공습지 하수처리장에서 체류시간에 T-N의 분해속도를 조사한 결과는 Fig. 3-180 및 Table 3-26에서 보는 바와 같다. 인공습지 하수처리장치의 각 호기성조에서 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0) = -0.7597 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.0113$ ($r=0.9919$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.3181 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.0158$ ($r=0.9947$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.1543 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.003$ ($r=0.9996$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.2157 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.009$ ($r=0.9979$)으로 모든 처리조의 방정식은 고도의 부의 상관을 보였다. 혐기성조에서 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0) = -0.3607 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.1465$ ($r=0.9955$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0) = -0.6712 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.2324$ ($r=0.9952$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0) = -0.4897 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.2234$ ($r=0.9974$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0) = -0.5149 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.2404$ ($r=0.9972$)으로 모든 처리조의 방정식은 고도의 부의 상관을 보였다. 분해속도는 연속적 주입한 경우가 간헐적 주입한 경우에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향이였다.

분해속도 상수 (K)는 호기성 조의 경우 왕사, 참깨, 플라타나스 및 감나무 처리조에서 각각 0.7597, 1.3181, 1.1543 및 1.2157 d^{-1} 이였고, 혐기성조의 경우 0.3607, 0.6712, 0.4897 및 0.5149 d^{-1} 였으며, 분해속도는 호기성조가 혐기성조에 비해 전반적으로 빠른 경향이였다.

BOD 및 SS에 비해 조별로 별 차이가 없었다. 호기성조에서는 수생식물의 뿌리에 의해 산소가 원활히 공급되고, 그로 인해 호기성 미생물에 의한 질산화 작용으로 유기태 질소 및 $\text{NH}_4\text{-N}$ 가 $\text{NO}_3\text{-N}$ 로 전환된다. 호기성조만으로는 T-N의 처리효율이 그다지 높지 않은 것은 전환된 $\text{NO}_3\text{-N}$ 가 혐기성 조건에서 미생물에 의해 탈질되어야 하나 호기성조건으로는 탈질이 일어나지 못하기 때문이다. 따라서 자연정화공법에 의한 하수처리장에서는 호기성조의 왕성한 질산화 작용으로 유기태 질소 및 $\text{NH}_4\text{-N}$ 를 대부분 $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 전환하여야 혐기성조로 유입시 높은 탈질 효율을 얻을 수 있을 것이다.

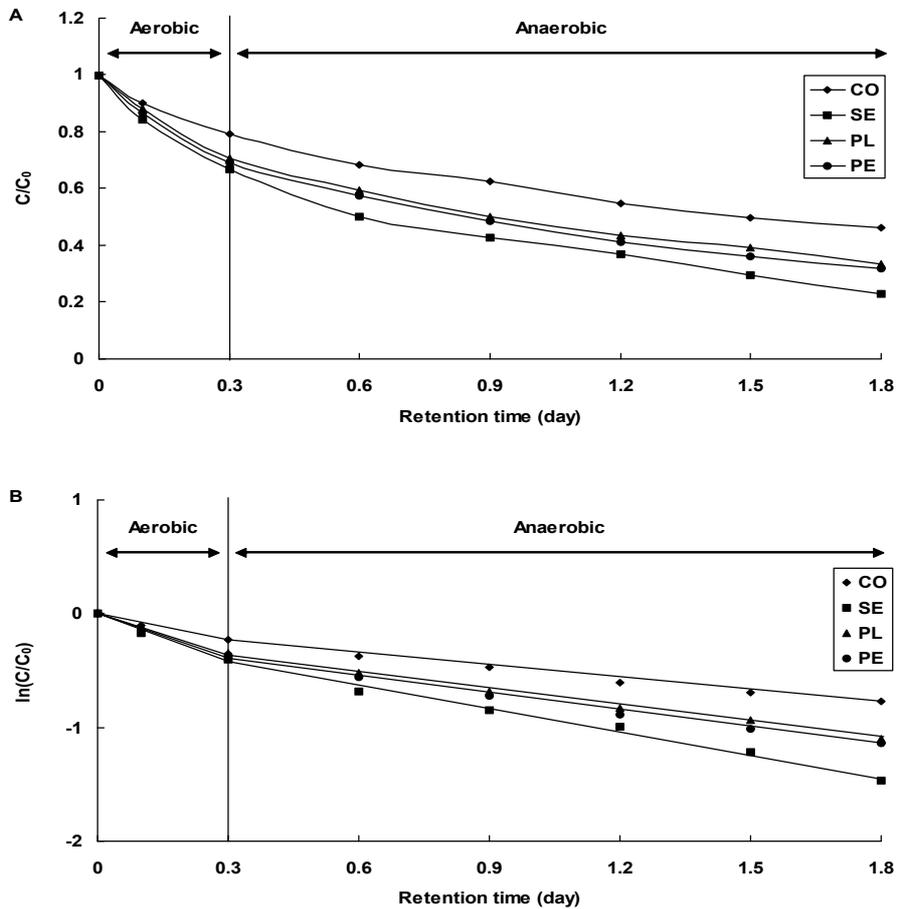


Fig. 3-180. 소형 인공습지에서 T-N의 반응비(A) 및 분해속도(B).

A : Reaction rate, B : Decomposition velocity, CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

소형 인공습지 하수처리장에서 체류시간에 T-P의 분해속도를 조사한 결과는 Fig. 3-181 및 Table 3-26에서 보는 바와 같다.

인공습지 하수처리장치의 각 호기성조에서 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0) = -2.1676 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.0827$ ($r=0.9495$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0) = -3.142 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.1417$ ($r=0.9314$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0) = -2.4067 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.0982$ ($r=0.9428$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0) = -2.9948 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.1197$ ($r=0.9450$)으로 모든 처리조의 방정식은 고도의 부의 상관관을 보였다. 혐기성조에서 분해속도 방정식은 분해속도 방정식은 왕사의 경우 $\ln(C/C_0) = -0.675 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.4573$ ($r=0.9858$), 참깨의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.3142 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.5598$ ($r=0.9842$), 플라타나스의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.0508 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.3844$ ($r=0.9871$), 감나무의 경우 $\ln(C/C_0) = -1.0643 \times \text{HRT}(\text{day}) - 0.5708$ ($r=0.9920$)으로 모든 처리조의 방정식은 고도의 부의 상관관을 보였다. 분해속도는

연속적 주입한 경우가 간헐적 주입한 경우에 비해 전반적으로 매우 빠른 경향이였다. 분해속도 상수(K)는 호기성 조의 경우 왕사, 참깨, 플라타나스 및 감나무 처리조에서 각각 2.1676, 3.1420, 2.4067 및 2.9948 d^{-1} 이였고, 혐기성조의 경우 0.6750, 1.3142, 1.0508 및 1.0643 d^{-1} 였으며, 분해속도는 호기성조가 혐기성조에 비해 전반적으로 빠른 경향이였다. 인은 기체상태로의 처리 기작이 없다. 따라서 식물 및 미생물에 의한 흡수와 토양에의 흡착이 주요 처리 과정이다 (Kern et al., 1999). 여재의 흡착에는 토질, 유기물 함량, 산화환원전위, pH 등과 같은 화학적 특성들이 많은 영향을 미치게 된다 (Jeon, 1994). 폐·하수처리에 적용 가능한 인 처리 방법은 칼슘, 알루미늄 및 철 등의 금속염을 투입하고 생성되는 불용성 침전물을 걸러내는 화학적 방법과 미생물, 식물 등을 이용하는 생물학적 처리법이 있다. 식물이 흡수할 수 있는 인은 PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} 및 $H_2PO_4^-$ 의 형태이며, 부착미생물이 유기인을 분해함으로써 식물이 흡수할 수 있도록 만들어 준다 (James et al., 1998).

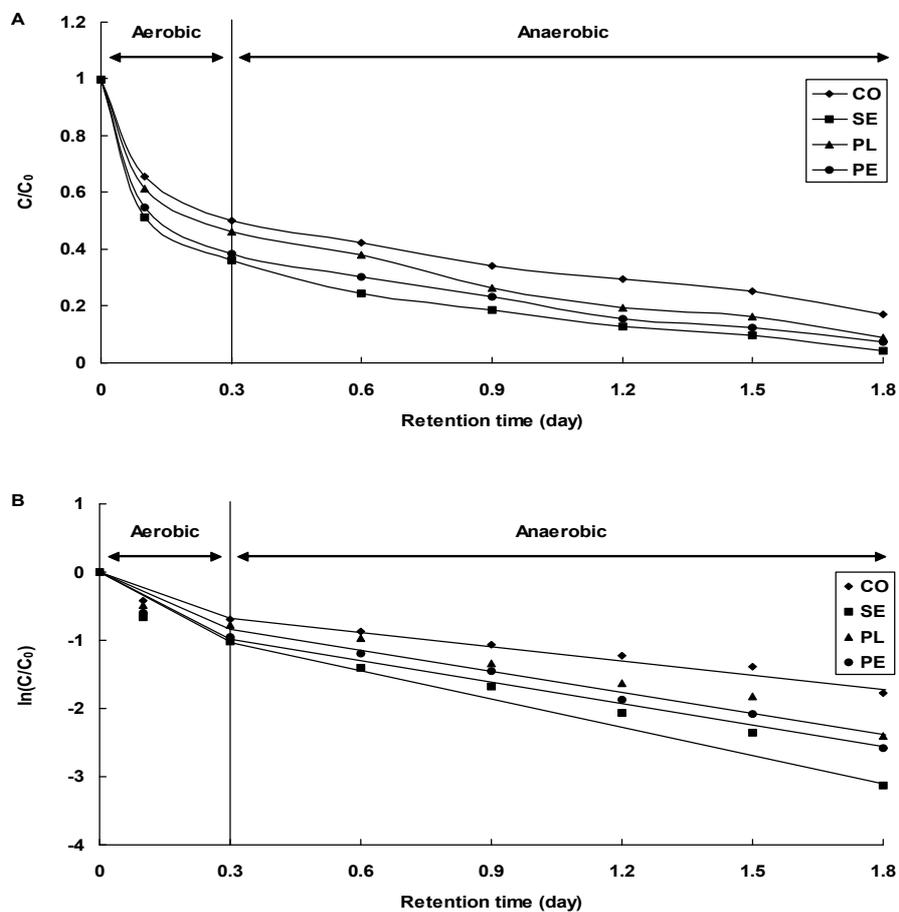


Fig. 3-181. 소형 인공습지에서 T-P의 반응비(A) 및 분해속도(B).

A : Reaction rate, B : Decomposition velocity, CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

Table 3-26. 소형 인공습지 하수처리장에서 오염물질의 분해속도 상수(K)와 직선식의 상관계수(r)

	Aerobic bed			Anaerobic bed			
	Decomposition velocity equation	K (day ⁻¹)	Correlation coefficient (r)	Decomposition velocity equation	K (day ⁻¹)	Correlation coefficient (r)	
BOD	CO	y=-2.8522x+0.0018	2.852	1.0000	y=-1.2598x-0.2911	1.260	0.9728
	SE	y=-3.8448x-0.1595	3.845	0.9411	y=-1.6656x-0.744	1.666	0.9873
	PL	y=-2.9984x-0.0952	2.998	0.9642	y=-1.5183x-0.3771	1.518	0.9932
	PE	y=-3.4012x-0.1243	3.401	0.9534	y=-1.5171x-0.486	1.517	0.9848
SS	CO	y=-3.1942x-0.1136	3.194	0.9557	y=-1.2259x-0.7486	1.226	0.9837
	SE	y=-4.2315x-0.1481	4.232	0.9570	y=-2.08x-0.5451	2.080	0.9950
	PL	y=-3.5888x-0.124	3.589	0.9579	y=-1.6931x-0.6157	1.693	0.9878
	PE	y=-3.4012x-0.1243	3.401	0.9534	y=-1.7071x-0.5343	1.707	0.9873
T-N	CO	y=-0.7597x-0.0113	0.760	0.9919	y=-0.3607x-0.1465	0.361	0.9955
	SE	y=-1.3181x-0.0158	1.318	0.9947	y=-0.6712x-0.2324	0.671	0.9952
	PL	y=-1.1543x-0.0038	1.154	0.9996	y=-0.4897x-0.2234	0.490	0.9974
	PE	y=-1.2157x-0.009	1.216	0.9979	y=-0.5149x-0.2404	0.515	0.9972
T-P	CO	y=-2.1676x-0.0827	2.168	0.9495	y=-0.675x-0.4573	0.675	0.9858
	SE	y=-3.142x-0.1417	3.142	0.9314	y=-1.3142x-0.5598	1.314	0.9842
	PL	y=-2.4067x-0.0982	2.407	0.9428	y=-1.0508x-0.3844	1.051	0.9871
	PE	y=-2.9948x-0.1197	2.995	0.9450	y=-1.0643x-0.5708	1.064	0.9920

(2) 소형 인공습지에 사용된 biochar와 여재의 이화학적 특성 조사

(가) 시기별 biochar와 여재의 화학적 특성 조사

소형 인공습지 하수처리장치에 사용한 여재의 pH, EC 및 O.M 결과는 Table 3-27에서 보는 바와 같이 하수처리 시일이 경과함에 따라 호기성조 및 혐기성조에 사용한 여재의 pH는 왕사와 biochar의 경우 약간의 차이는 있었으나 pH는 약 7.2-8.3 정도이었고, EC는 왕사의 경우 0.0-0.10 dS m⁻¹범위로 각 조별 층위별 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. biochar의 EC의 경우는 농립부산물 종류에 따라 EC는 큰 차이를 보였다. 이는 식물체가 탄화됨에 따라 생성되는 음이온 및 양이온의 함량이 달라 원재료에서부터 큰 차이를 보였다. 원재료에 비해서는 EC는 감소하였는데 이는 폐수 유입에 의해 일부 양이온이나 음이온이 용출되었기 때문으로 판단된다.

왕사와 biochar의 유기물 함량을 조사한 결과 호기성조에서는 하수처리 시일이 경과함에 따라 유기물 함량은 호기성조 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였으며, 전반적으로 왕사와 biochar 모두 원재료에 비해 모두 약간 증가하였다. 특히 biochar의 유기물은 함량은 왕사 보

다 훨씬 많이 증가하였는데, 이는 biochar가 가진 구조적인 특징으로 인하여 유기물이 부착이 용이 했던 것으로 사료된다. 또한 참깨 biochar가 가장 많은 유기물 함량을 보였는데 이는 다른 biochar의 비해 많은 다공성 구조를 가지고 있기 때문으로 판단된다.

소형 인공습지 하수처리장치에서 처리시일별 여재의 T-N의 함량을 조사한 결과는 Table 3-28에서 보는 바와 같다. 소형 인공습지 하수처리장치에서 왕사의 원재료의 T-N의 함량은 15.6 mg kg^{-1} 이었는데 호기성조 및 혐기성조 모두 훨씬 증가한 경향이였다. 하지만 처리시일에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였고, 특히 호기성조의 표층이 가장 높은 T-N 함량을 보였다. 이는 대부분의 유기물들이 표층에 집중됨에 따라 유기태질소가 분해되면서 여재의 표면에 부착된 결과인 것으로 판단된다.

Biochar의 표면의 T-N의 함량은 각 부산물의 원재료의 T-N 함량에 따라 약간의 차이가 있었으나 모든 biochar의 T-N 함량은 호기성조의 표층이 가장 높았다. 또한 하수처리 시일이 증가함에 따라 T-N의 함량은 증가하는 경향이였다.

소형 인공습지 하수처리장치에서 처리시일별 여재의 T-P의 함량을 조사한 결과는 Table 3-28에서 보는 바와 같다. 소형 인공습지 하수처리장치에서 왕사의 원재료의 T-P의 함량은 51 mg kg^{-1} 이었는데 호기성조 및 혐기성조 모두 훨씬 증가한 경향이였다. 하지만 처리시일에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였고, 특히 호기성조의 표층이 가장 높은 T-N 함량을 보였다. 이는 대부분의 유기물들이 표층에 집중됨에 따라 유기태질소가 분해되면서 여재의 표면에 부착된 결과인 것으로 판단된다. biochar의 표면의 T-P의 함량은 각 부산물의 원재료의 T-P 함량에 따라 약간의 차이가 있었으나 모든 biochar의 T-P 함량은 호기성조의 표층이 가장 높았다. 또한 하수처리 시일이 증가함에 따라 T-P의 함량은 증가하는 경향이였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, 대부분의 T-N 및 T-P는 호기성조의 표층에서 가장 많이 집적되는 것으로 판단할 수 있었고, 현재까지 biochar는 원재료 T-N 및 T-P 함량이 모두 다르고, 또한 유입수에 의해 일부는 용출됨에 따라 정확한 질소 및 인의 처리량을 판단하기에 어려움이 있다. 이에 원재료의 T-N 및 T-P 함량을 고려한 정밀 모니터링 및 추가적인 실험을 통하여 보다 체계적인 연구결과가 제시되어야 할 것으로 판단된다.

소형 인공습지 하수처리장치에 사용한 여재의 무기성분 함량은 Table 3-29에서 보는 바와 같다. 여재의 기타 무기성분을 조사한 결과 호기성조는 하수처리시일이 경과함에 따라 무기성분 함량은 호기성조 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였으나 전반적으로 별 차이 없었으며, 혐기성조에서는 하수처리 시일이 경과함에 따라 무기성분 함량은 원여재와 별 차이 없었다. 소형 인공습지 하수처리장치에 사용한 여재의 중금속 함량은 Table 3-30에서 보는 바와 같다. 여재의 중금속을 조사한 결과 기타 무기성분과 비슷한 경향으로 호기성조에서는 하수처리시일이 경과함에 따라 중금속 함량은 호기성조 표층이 심층에 비해 약간 높은 경향이였으나

전반적으로 별 차이 없었으며, 혐기성조에서는 하수처리시일이 경과함에 따라 중금속 함량은 원여재와 별 차이 없었다.

Table 3-27. 소형 인공습지 하수처리장치에서 처리시일에 따른 여재의 pH, EC 및 O.M 함량

Filter medium	Plot	Layer	pH		EC		Organic matter		
			(1:5H ₂ O)		(dS m ⁻¹)		(%)		
			At months after sewage water treatment						
			1	3	1	3	1	3	
CO	Aerobic	Surface	Average	7.9	7.6	0.13	0.05	2.6	2.5
			Deviation	0.2	0.3	0.01	0.01	0.6	0.3
		Subsurface	Average	7.9	7.4	0.10	0.04	2.7	2.9
			Deviation	0.4	0.2	0.01	0.01	0.5	0.6
	Anaerobic	Surface	Average	8.2	8.3	0.04	0.05	2.5	2.7
			Deviation	0.1	0.2	0.01	0.01	0.4	0.6
		Subsurface	Average	8.3	8.3	0.04	0.04	2.6	2.3
			Deviation	0.3	0.3	0.01	0.01	0.6	0.4
SE	Aerobic	Surface	Average	7.3	7.4	1.26	1.26	4.2	5.1
			Deviation	0.1	0.2	0.19	0.22	1.1	0.6
		Subsurface	Average	7.2	7.2	1.34	1.33	3.6	3.8
			Deviation	0.2	0.2	0.18	0.16	0.9	0.8
	Anaerobic	Surface	Average	7.6	7.3	1.25	1.25	3.1	3.4
			Deviation	0.4	0.2	0.21	0.21	0.6	0.2
		Subsurface	Average	7.5	7.4	1.32	1.28	3.1	3.2
			Deviation	0.1	0.2	0.21	0.11	0.4	0.1
PL	Aerobic	Surface	Average	7.3	7.4	0.16	0.18	3.7	3.5
			Deviation	0.3	0.2	0.03	0.02	0.5	0.4
		Subsurface	Average	7.6	7.2	0.26	0.22	3.2	2.9
			Deviation	0.1	0.3	0.06	0.08	0.6	0.5
	Anaerobic	Surface	Average	7.2	7.6	0.31	0.29	2.8	2.8
			Deviation	0.2	0.2	0.02	0.04	0.5	0.4
		Subsurface	Average	7.9	7.6	0.26	0.31	2.6	2.7
			Deviation	0.1	0.3	0.09	0.08	0.6	0.3
PE	Aerobic	Surface	Average	7.5	7.3	0.83	0.91	2.9	3.4
			Deviation	0.2	0.2	0.24	0.11	0.9	0.5
		Subsurface	Average	7.2	7.4	0.91	0.85	2.6	3.0
			Deviation	0.1	0.3	0.23	0.16	0.7	0.6
	Anaerobic	Surface	Average	7.4	7.6	0.78	0.84	2.5	2.6
			Deviation	0.3	0.2	0.16	0.20	0.6	0.5
		Subsurface	Average	7.1	7.6	0.94	0.90	2.5	2.6
			Deviation	0.3	0.1	0.11	0.18	0.6	0.6

CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

Table 3-28. 소형 인공습지 하수처리장치에서 처리시일에 따른 여재의 T-N 및 T-P 함량

Filter medium	Plot	Layer	T-N		T-P		
			At months after sewage water treatment				
			1	3	1	3	
CO	Aerobic	Surface	Average	391	303	128	189
			Deviation	54	84	26	16
	Subsurface	Average	141	154	114	114	
		Deviation	28	54	18	11	
	Anaerobic	Surface	Average	122	127	104	95
			Deviation	41	20	22	16
Subsurface	Average	128	122	85	85		
	Deviation	29	21	15	8		
SE	Aerobic	Surface	Average	2,520	2,964	2,541	2,924
			Deviation	326	333	326	225
	Subsurface	Average	2,210	2,716	2,321	2,541	
		Deviation	542	326	515	541	
	Anaerobic	Surface	Average	1,960	2,310	2,215	2,362
			Deviation	254	259	695	326
Subsurface	Average	1,890	1,940	2,012	2,044		
	Deviation	255	451	412	254		
PL	Aerobic	Surface	Average	1,320	1,462	845	1,062
			Deviation	369	125	125	154
	Subsurface	Average	1,120	1,395	741	846	
		Deviation	412	225	25	166	
	Anaerobic	Surface	Average	1,162	1,254	699	742
			Deviation	262	126	84	98
Subsurface	Average	1,065	1,165	648	692		
	Deviation	255	65	199	125		
PE	Aerobic	Surface	Average	4,150	4,322	1,654	1,811
			Deviation	265	588	265	544
	Subsurface	Average	3,450	3,752	1,354	1,411	
		Deviation	269	366	312	365	
	Anaerobic	Surface	Average	3,154	3,421	1,211	1,295
			Deviation	315	512	154	195
Subsurface	Average	2,945	3,115	1,165	1,184		
	Deviation	366	411	255	262		

CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

Table 3-29. 소형 인공습지 하수처리장치에서 처리시일에 따른 여재의 K, Ca, Mg 및 Na 함량

Filter medium	Plot	Layer	At months after sewage water treatment								
			K		Ca		Mg		Na		
			1	3	1	3	1	3	1	3	
CO	Aerobic	Surface	Average	1,757	2,086	1,988	3,985	527	585	370	319
			Deviation	115	212	126	469	65	116	84	46
		Subsurface	Average	2,010	2,237	1,471	1,571	593	536	186	311
			Deviation	265	165	256	241	99	105	54	84
	Anaerobic	Surface	Average	1,775	1,666	2,200	2,650	645	421	532	523
			Deviation	184	155	225	326	54	84	62	26
		Subsurface	Average	1,687	1,941	2,037	2,896	548	499	234	202
			Deviation	201	142	466	165	81	95	16	84
SE	Aerobic	Surface	Average	8,365	8,415	954	844	621	511	32	33
			Deviation	1,251	844	84	213	59	86	4	6
		Subsurface	Average	8,462	8,126	958	899	565	549	38	31
			Deviation	1,362	958	86	132	59	86	3	2
	Anaerobic	Surface	Average	8,265	8,165	925	944	543	515	41	26
			Deviation	1,865	548	162	145	62	112	5	4
		Subsurface	Average	8,356	8,256	952	958	526	595	35	26
			Deviation	2,621	1,542	95	165	69	84	8	6
PL	Aerobic	Surface	Average	5,421	5,326	2,151	2,655	985	844	131	150
			Deviation	352	489	355	222	84	104	34	46
		Subsurface	Average	5,154	5,265	2,521	2,262	899	914	155	145
			Deviation	456	958	254	195	111	214	25	28
	Anaerobic	Surface	Average	5,226	5,169	2,621	2,115	912	966	148	154
			Deviation	488	354	218	241	84	169	39	36
		Subsurface	Average	5,362	5,322	2,354	2,325	952	942	152	151
			Deviation	565	265	166	333	96	111	42	29
PE	Aerobic	Surface	Average	1,125	1,162	1,156	1,206	321	269	284	251
			Deviation	125	145	155	261	29	72	43	59
		Subsurface	Average	1,065	1,112	1,025	1,062	315	326	262	265
			Deviation	166	165	145	288	95	51	49	55
	Anaerobic	Surface	Average	1,065	1,211	1,034	1,126	331	318	256	251
			Deviation	98	122	133	311	24	69	43	59
		Subsurface	Average	1,126	1,062	1,651	1,623	295	254	225	262
			Deviation	222	155	222	98	27	61	48	91

CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

Table 3-30. 소형 인공습지 하수처리장치에서 처리시일에 따른 여재의 Fe, Mn, Cu 및 Zn 함량

Filter medium	Plot	Layer	At months after sewage water treatment								
			Fe		Mn		Cu		Zn		
			1	3	1	3	1	3	1	3	
CO	Aerobic	Surface	Average	2,814	2,265	41	30	0.21	1.12	18.2	19.2
			Deviation	342	184	3	5	0.02	0.21	2.1	3.6
		Subsurface	Average	2,581	2,578	40	55	0.17	0.41	20.6	10.1
			Deviation	95	162	5	7	0.01	0.3	2.8	1.6
	Anaerobic	Surface	Average	2,814	2,577	41	31	0.21	1.19	13.2	12.6
			Deviation	221	265	3	4	0.02	0.01	2.1	0.9
		Subsurface	Average	2,581	2,195	40	37	0.17	0.44	14.1	11.4
			Deviation	184	331	9	5	0.01	0.09	3.6	2.1
SE	Aerobic	Surface	Average	4.2	3.6	0.56	0.62	8.6	9.2	8.2	5.9
			Deviation	0.2	0.6	0.09	0.11	1.2	2.1	1.6	0.8
		Subsurface	Average	3.8	3.3	0.54	0.25	8.2	8.4	6.5	6.2
			Deviation	1.1	0.9	0.06	0.04	0.7	0.8	2.1	0.4
	Anaerobic	Surface	Average	3.5	3.2	0.36	0.42	7.6	8.9	6.5	5.8
			Deviation	0.6	0.9	0.02	0.06	1.1	1.6	1.9	0.9
		Subsurface	Average	2.9	3.0	0.61	0.53	8.2	8.7	7.2	5.6
			Deviation	0.3	0.4	0.07	0.04	2.1	1.8	2.6	1.2
PL	Aerobic	Surface	Average	84	64	12.6	12.3	4.1	4.6	12.1	12.6
			Deviation	12	6	0.9	1.1	0.9	0.8	1.6	1.6
		Subsurface	Average	54	52	11.5	10.6	3.5	3.5	10.6	11.2
			Deviation	9	6	0.8	1.2	0.6	0.7	1.5	1.0
	Anaerobic	Surface	Average	56	51	11.8	11.9	3.1	3.2	8.9	9.8
			Deviation	4	2	1.6	1.2	0.4	0.9	0.9	0.4
		Subsurface	Average	49	45	10.9	10.6	2.8	2.9	8.9	10.2
			Deviation	3	4	1.3	1.9	0.7	0.9	1.1	1.2
PE	Aerobic	Surface	Average	6.6	6.2	61.4	62.6	5.1	4.8	2.9	3.6
			Deviation	1.1	0.6	3.6	4.2	0.8	1.1	0.6	0.9
		Subsurface	Average	5.9	5.4	58.1	55.4	4.5	4.4	2.5	2.7
			Deviation	2.1	0.9	5.1	4.2	0.9	0.4	0.4	0.7
	Anaerobic	Surface	Average	5.9	5.2	50.6	52.6	4.9	5.1	2.5	2.9
			Deviation	0.7	0.4	3.8	6.9	0.8	0.9	0.3	0.8
		Subsurface	Average	4.9	5.4	49.2	51.9	4.2	4.0	2.1	2.6
			Deviation	0.6	0.3	7.1	5.9	0.5	0.6	0.4	0.6

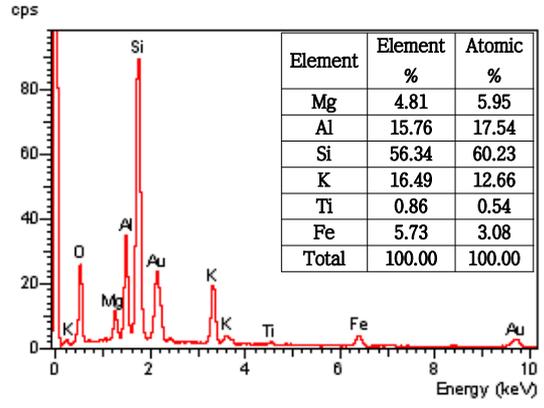
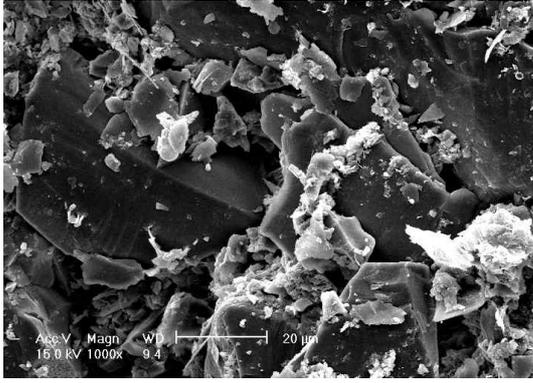
CO : Coarse sand, SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar, PE : Persimmon branch biochar

(나) 시기별 biochar와 여재 표면의 전자현미경 관찰 및 EDS 분석

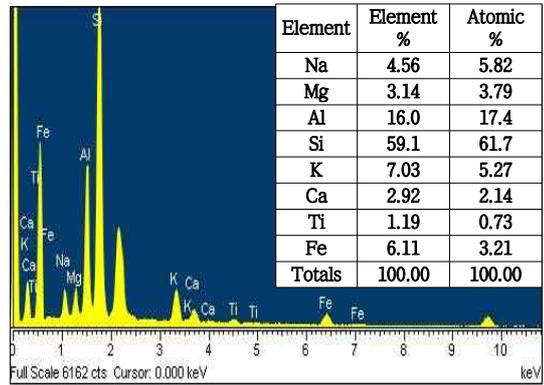
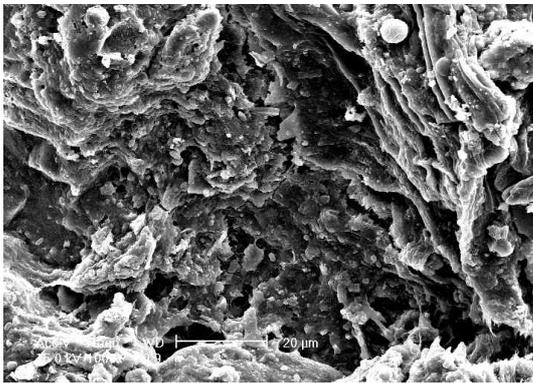
하수처리 3개월 후 호기성조 및 혐기성조 내부 여재인 왕사 및 biochar 표면의 SEM 및 EDS 측정 결과는 Fig. 3-182~3-185에서 보는 것과 같다. 왕사의 SEM 측정 결과 표면은 하수처리 전에 비해 유기물질에 의해 표면이 많이 거칠어져 보였으며, EDS 측정결과 하수처리 전의 경우 알루미늄 및 규소가 대부분의 원소를 차지하고 있었다.

참깨대, 플라타나스 가지 및 감나무 가지 biochar의 SEM 측정 결과 표면은 하수처리 전에 비해 유기물질 및 무기성분 등에 표면에 다른 이물질들이 많이 부착되어 있는 것을 알수가 있었고, EDS 측정결과 하수처리 전의 경우 탄소, 산소 및 칼륨이 주성분인 것에 비해 하수처리 3개월 후에는 호기성조의 경우 칼슘 및 마그네슘이 약간 검출되었으며, 혐기성조의 경우는 Mg와 Ca가 검출됨과 동시에 인이 검출되었다. ZnCl₂로 활성화된 biochar가 주입된 처리조에서는 인의 처리효율이 증가하였다.

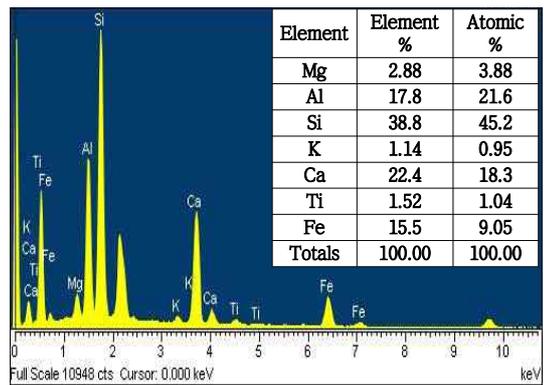
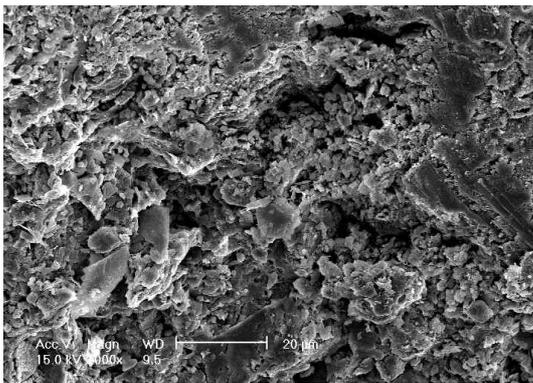
상대적으로 호기성조의 경우는 체류시간이 짧아 인이 흡착되기에 충분한 시간이 제공되지 않아 EDS 측정결과 인이 검출이 되지 않은 것으로 판단되고, 혐기성조의 경우는 체류시간을 증가시키기 위해 지그재그형으로 물이 흐를 수 있도록 칸막이가 설치됨에 따라 인이 biochar의 표면에 흡착되기에 용이했던 것으로 사료된다. 하수의 인의 주입농도는 10 mg L⁻¹이하로 낮은 농도일지라도 biochar 표면에 집적된 것으로 보아 biochar의 저농도 및 고농도의 인 제거용 흡착제로 적용이 가능할 것으로 판단된다.



<Raw coarse sand>

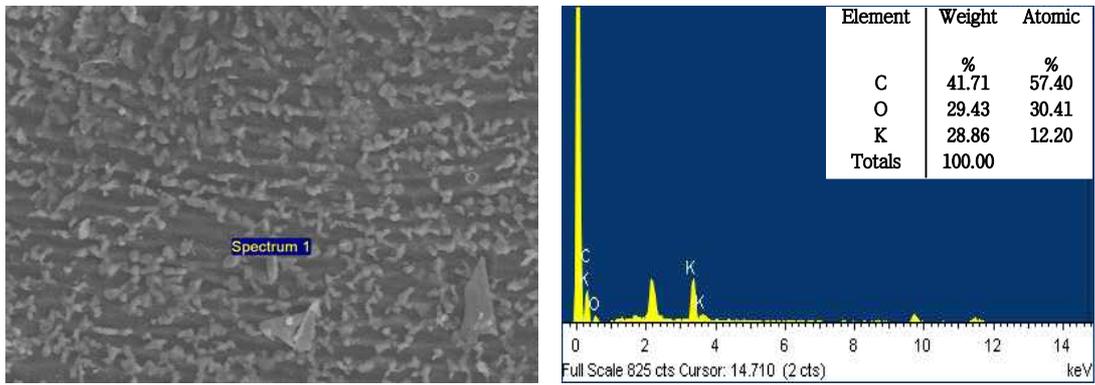


<Coarse sand in aerobic bed after 3 months>

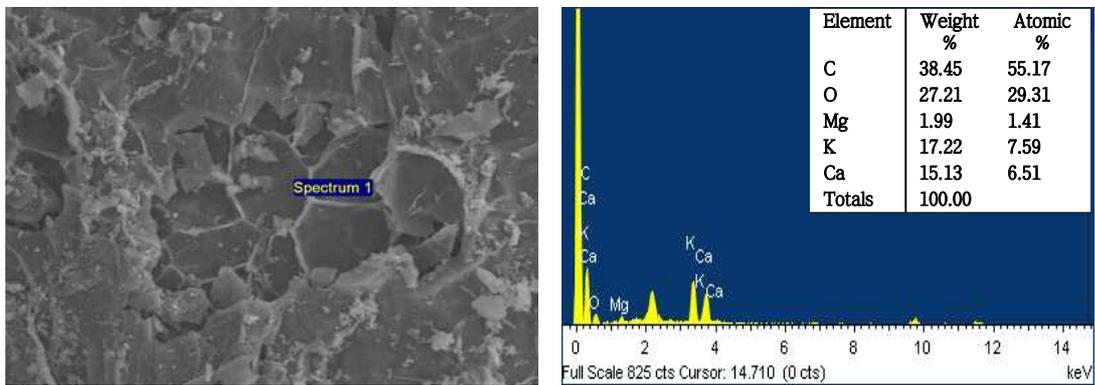


<Coarse sand in anaerobic bed after 3 months>

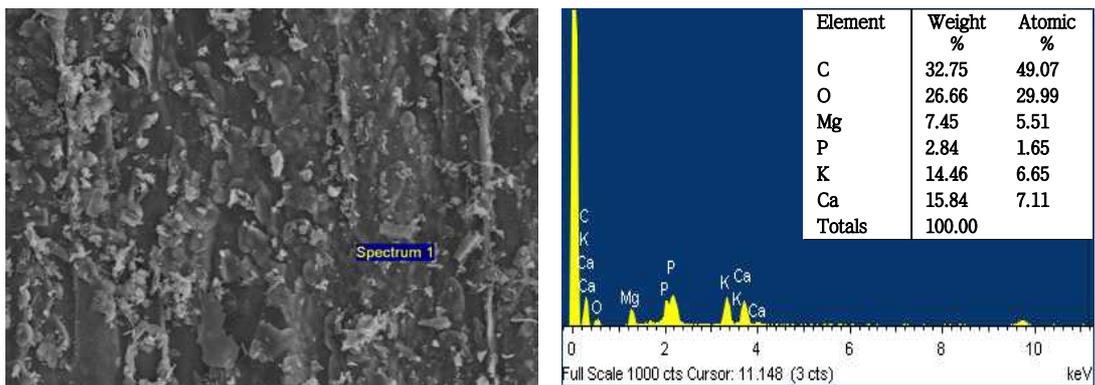
Fig. 3-182. 소형 인공습지에서 하수처리시일에 따른 왕사의 SEM 및 EDS 결과.



<Raw sesame straw biochar>

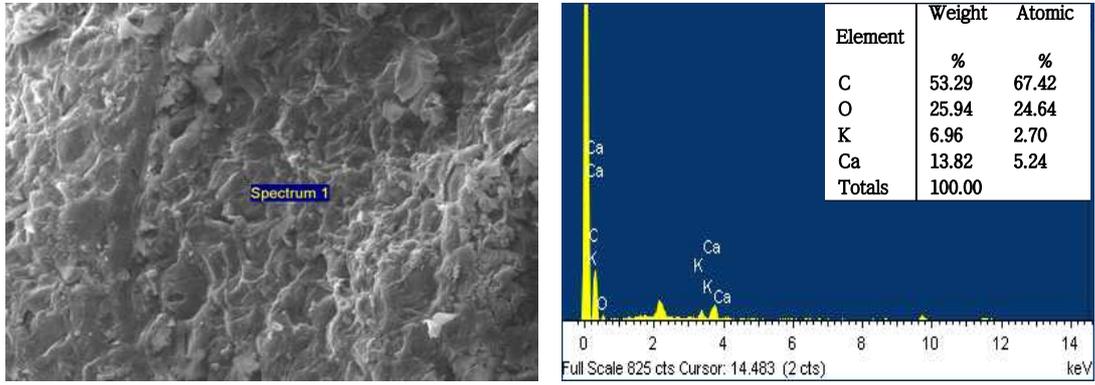


<Sesame straw biochar in aerobic bed after 3 months>

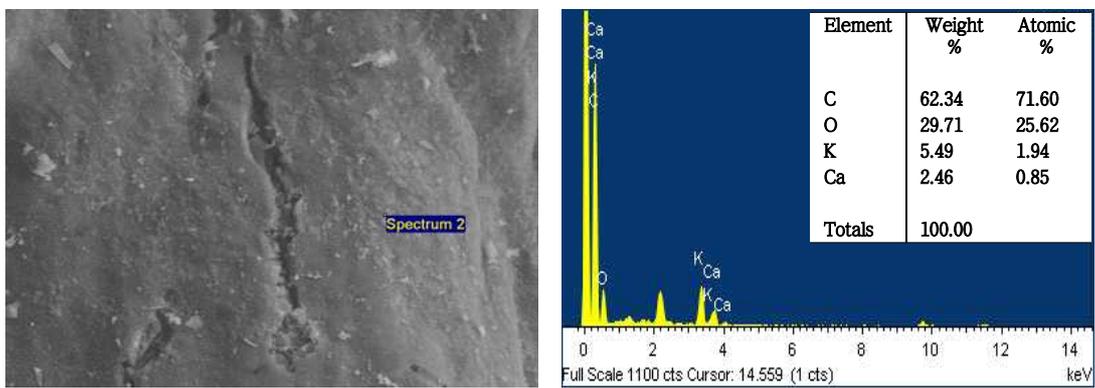


<Sesame straw biochar in anaerobic bed after 3 months>

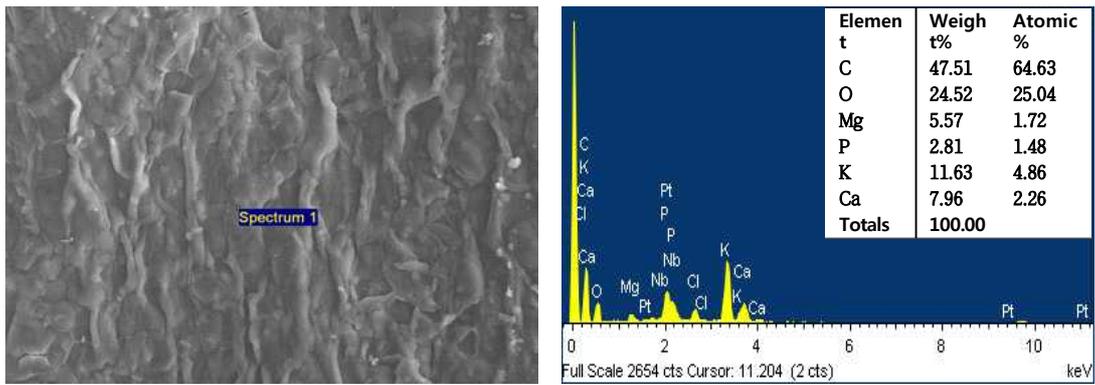
Fig. 3-183. 소형 인공습지에서 하수처리시일에 따른 참깨대 biochar의 SEM 및 EDS 결과.



<Raw platanus branch biochar>

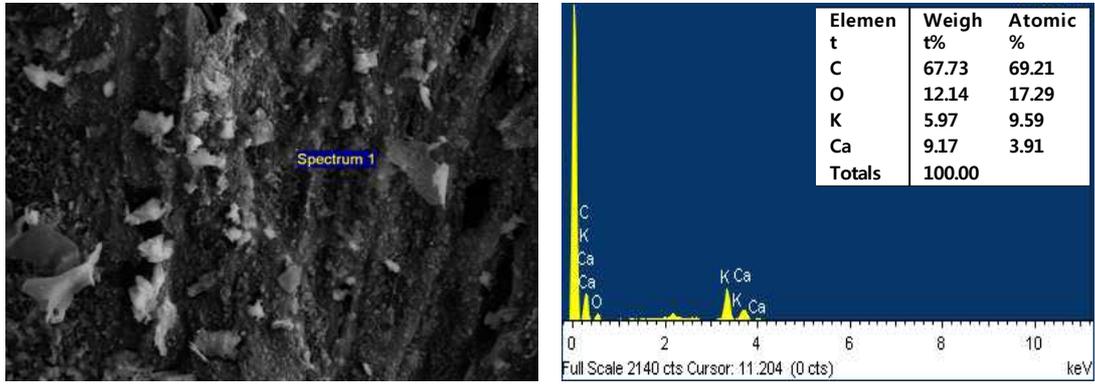


<Platanus branch biochar in aerobic bed after 3months>

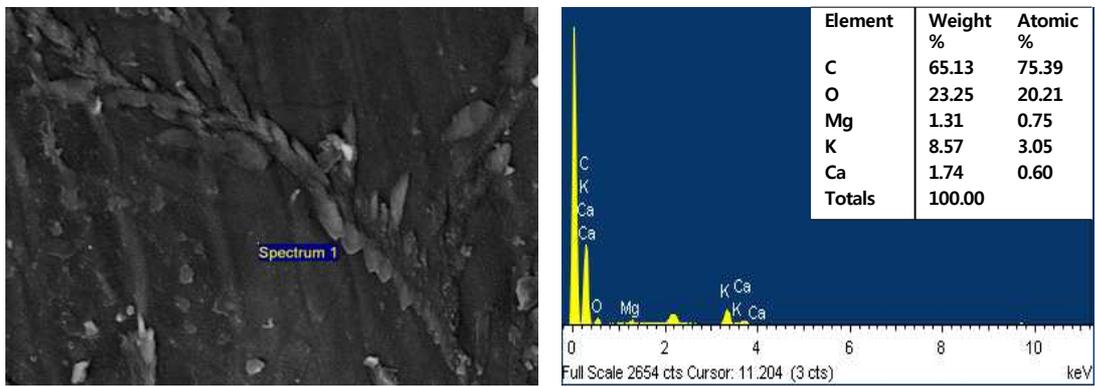


<Platanus branch biochar in anaerobic bed after 3months>

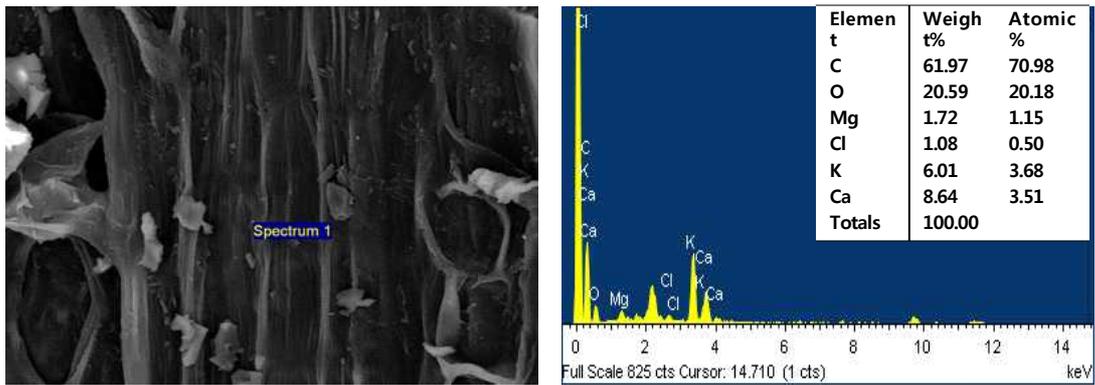
Fig. 3-184. 소형 인공습지에서 하수처리시일에 따른 플라타너스 biochar 의 SEM 및 EDS 결과.



<Raw persimmon branch biochar>



<Persimmon branch biochar in aerobic bed after 3 months>



<Persimmon branch biochar in anaerobic bed after 3 months>

Fig. 3-185. 소형 인공습지에서 하수처리시일에 따른 감나무가지 biochar의 SEM 및 EDS 결과.

(3) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 및 무기성분 함량 조사

소형 인공습지 하수처리장치에서 수생식물의 역할은 여재층의 유기물 함량을 증가시켜 여재 표면의 미생물의 생육을 촉진시키며, 여재의 입단형성이 촉진되어 여재 중 하수의 투수속도를 증가시킬 뿐만 아니라 오염물질 처리효율을 증가시키는 것으로 알려져 있으며, 또한 인공습지에 수생식물이 생육함에 따라 여재층의 공극폐쇄현상을 크게 줄일 수 있고, 수생식물이 질소, 인 그리고 무기성분 등의 오염물질들을 흡수하는 역할을 한다. 따라서 수생식물의 생육상황은 인공습지 하수처리장치의 수처리 효율과 밀접한 관계를 가지고 있으며, 악취를 줄이고 미관상 혐오감을 크게 줄일 수 있는 등 인공습지 하수처리장치에서 중요한 역할을 한다 (Green and Martin, 1996; Park et al., 2012).

본 소형 인공습지 하수처리장치에 이식한 수생식물은 다년생 수생식물인 갈대 및 노랑꽃창포는 야외 노지에서 성장한 수생식물을 분주하여 이식하였다. 수생식물의 이식은 호기성조에는 갈대를 혐기성조에는 노랑꽃창포 재식거리 10 cm가 되게 이식하였다. 이식한 각 수생식물들은 생육시기에 따라 생육상황, 무기성분 함량 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

(가) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 생육상황 조사

소형 인공습지 하수처리장치에 이식한 수생식물의 생육상황은 Fig. 3-186에서 보는 바와 같이 2013년 3월 1일에 수생식물을 이식하여 30일 경과 후 및 90일 경과 후에 각각 조사하였다. 인공습지 하수처리장의 모든 처리조에서 하수처리 시일이 경과함에 따라 수생식물의 생육은 왕성하였다.

수생식물의 생육 90일 경과한 후 생육상황을 조사한 결과 수생식물의 생육 1개월에 비해 수생식물의 성장보다는 조 전체에 수생식물이 무성하게 퍼졌다. 특히 노랑꽃창포의 경우 타 수생식물에 비해 생육이 매우 좋았다. 처리조 내의 갈대도 수생식물의 생육 45일에 비해 수생식물의 성장보다는 조 전체에 수생식물이 무성하게 퍼졌고, 생체중 및 잎수 등 생육발달이 양호하였다. 또한 혐기성조의 노랑꽃창포는 노란꽃을 피워 타 수생식물의 푸른색과 조화를 이루어 주위경관을 아름답게 조성하였다.

각 처리조별 수생식물의 건물중량은 Table 3-31에서 보는 것과 같다. 왕사만 주입된 호기성조의 갈대의 건물중량은 25 g이었으며, 참깨대, 플라타나스 및 감나무 biochar와 왕사가 혼합된 호기성조의 갈대의 건물중량은 각각 35.1, 33.2 및 34.2 g으로 biochar와 왕사가 혼합된 호기성조가 왕사만 들어간 호기성조에 비해 수생식물 건물중량은 증가하는 경향이였다.

수생식물 이식 30일 경과 후 혐기성조의 노랑꽃창포 건물중량은 참깨대 ($102.6 \text{ g plant}^{-1}$) > 감나무 ($89.5 \text{ g plant}^{-1}$) > 플라타나스 ($84.9 \text{ g plant}^{-1}$) > 왕사 ($78.1 \text{ g plant}^{-1}$) 순으로 biochar가 혼합된 혐기성조의 노랑꽃창포가 왕사만 주입된 혐기성조의 노랑꽃창포에 비해 건물중량이 높은 경향이였으며, 특히 참깨대 biochar가 주입된 혐기성조의 노랑꽃창포가 가장 높은 건물중량으로 보였다. 생육 90일에도 30일의 결과와 동일한 경향으로 참깨대가 혼합된 혐기성조의 노랑꽃창포가 $312.6 \text{ g plant}^{-1}$ 로 가장 높은 건물중량을 보였다.

결과적으로 biochar의 습지의 적용은 수생식물의 생육을 왕성하게 하는 것을 알수가 있었다. 일반적으로 biochar는 다공성 구조로서 토양내에서 보수력 및 보비력이 뛰어나 농업적 활용도가 높다고 하였다. biochar의 습지적용은 오염물질을 처리함과 동시에 유입된 오염물질중 질소나 인의 체류시간을 증가시켜 작물의 흡수를 용이하게 하는 것으로 판단된다. 또한 Kim et al. (2007)의 생활폐수 처리를 위한 최적 수생식물 선정 실험의 결과에서도 수질정화능력은 건물중량에 비례적으로 증가하는 경향을 보였다.

Table 3-31. 각 처리조별 수생식물의 건물중량

Filter media	Plot	Code	Dry weight (g plant^{-1})	
			At months after transplanting of plant	
			1	3
CO	Aerobic	P.C.	25.9±4.2	40.2±8.6
	Anaerobic	I.P.	78.1±6.8	242.6±12.9
SE	Aerobic	P.C.	35.1±7.2	52.1±5.4
	Anaerobic	I.P.	102.6±5.4	312.6±19.6
PL	Aerobic	P.C.	33.2±6.2	45.1±6.8
	Anaerobic	I.P.	84.9±5.9	278.1±30.2
PE	Aerobic	P.C.	34.2±4.2	50.2±9.5
	Anaerobic	I.P.	89.5±9.2	286.6±24.6

CO : Coarse sand, SE : Sesame stem, PL : Platanus branch, PE : Persimmon branch
P.C. : *Phragmites communis* T_{Rin}. *I.P.* : *Iris peseudoacorus* L.



<수초이식 및 잔디 이식 직후>



<생육 1개월 갈대>



<생육1개월 생육조사>



<생육 3개월 전경>



<생육 3개월 생육조사>



<분석샘플 채취>

Fig. 3-186. 수생식물의 시기별 생육전경 및 생육조사.

(나) 소형 인공습지에 이식된 수생식물의 무기성분 함량 조사

소형 하수처리장치에서 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수생식물의 생육시기별 무기성분 함량은 Table 3-32에서 보는 바와 같다.

질소의 함량은 호기성의 갈대의 경우 0.30-0.34% 범위로 처리조별에 따라 별 다른 차이 없이 비슷한 경향이었고, 생육시기에 따라서 별 다른 차이 없었다. 일반적으로 시기가 증가함에 따라 수생식물의 생육이 왕성하여 단위 g당 질소의 함량이 감소하는 것으로 알려져 있는데, 본 인공습지 하수처리장의 경우는 이식 후 90일 경과 후까지는 별 다른 차이 없이 비슷한 경향으로 향후 장기적인 모니터링이 필요할 것으로 판단된다. 혐기성조의 노랑꽃창포는 처리시일이 증가함에 따라 질소의 함량은 약간 감소하는 경향이었으나 그 차이는 미미하였고, 특히 biochar가 주입된 혐기성조 노랑꽃창포의 질소함량은 왕사만 주입한 혐기성조의 노랑꽃창포에 비해 더 감소하는 경향이였다. 이는 노랑꽃창포가 biochar로부터 영양분을 많이 흡수함에 따라 생육이 훨씬 더 왕성하여 질소의 함량이 약간 감소한 것으로 판단된다.

일반적으로 질소는 대부분 토양입자 중의 점토 입자에 흡착되어 수생식물에 의해서 흡수되지 않거나 미생물에 의해 분해 및 탈질 됨으로서 제거되는 것으로 알려져 있으며 (Seo et al., 2006), 유기태 질소는 침전과 여과로 제거되며, 이 유기태 질소는 더욱 분해되어 암모니아 이온을 방출하는 용존성 아미노산으로 가수분해되기도 한다. 암모니아는 식물과 미생물이 섭취하기 용이하고, 호기성 조건에서 생물학적 질산화에 의하여 질산태 질소로 전환되기도 한다. 식물이 이용할 수 있는 질소의 형태는 암모니아태 질소와 질산태 질소로서 식물의 뿌리에 부착된 미생물이 유기태 질소를 분해하여 식물이 이용할 수 있는 형태로 전환시켜 줌으로서 최종적으로 식물이 이를 흡수하게 되는 것으로 알려져 있다 (Kim, 2008).

인의 함량은 호기성조의 갈대의 경우 주입된 여재에 관계없이 0.13-0.21%의 범위로 별 다른 차이 없이 유사한 경향이었고, 혐기성조의 노랑꽃창포 역시 0.22-0.36%의 범위로 유사한 경향이였으며, 처리시일에 따라서 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.

식물이 흡수할 수 있는 인은 PO_4 , HPO_4 및 H_2PO_4 의 형태이며, 질소의 경우와 마찬가지로 부착미생물이 유기인을 분해함으로써 식물이 흡수할 수 있도록 만들어 준다 (Lee et al., 1999). Lee et al. (1994)은 인이 갈대 뿌리부의 산화층에서 식물에 의한 흡수가 활발한 반면 환원층에서는 인의 방출이 진행되고, 체류일수가 길어질수록 갈대에 의한 인의 흡수량이 많아져 인의 처리율이 향상되었다고 하였다. 습지식물로 흡수되는 인의 양은 질소에 비하여 매우 적으며, 인이 습지에 연간 $0.005 \text{ g plant}^{-1}$ 이 유입될 경우 약 65-95%가 식물에 의하여 제거되거나 $0.001-0.015 \text{ g plant}^{-1}$ 이 유입될 경우는 식물에 의한 처리율이 30-40%로 낮아지는 경향으로서 인의 흡수량은 습지로 유입되는 인의 농도에 영향을 받는 것으로 보고되고 있다 (Yang, 1999).

결과적으로 생육 90일간의 무기성분 함량은 시기에 따라서 별 다른 차이 없이 유사한 경향

이었고, 각 처리조별 투입된 여재(왕사, 농림부산물 biochar)에 따라서도 별 다른 차이 없었다.

Table 3-32. 소형 인공습지 하수처리장에서 수생식물의 생육시기별 T-N 및 T-P함량

(Unit : %)

Filter medium	Plot	Code	T-N		T-P	
			At months after transplanting of plant			
			1	3	1	3
CO	Aerobic	P.C.	0.34	0.33	0.13	0.15
	Anaerobic	I.P.	1.36	1.32	0.22	0.26
SE	Aerobic	P.C.	0.32	0.30	0.15	0.16
	Anaerobic	I.P.	1.28	1.25	0.32	0.36
PL	Aerobic	P.C.	0.34	0.32	0.16	0.16
	Anaerobic	I.P.	1.31	1.28	0.33	0.25
PE	Aerobic	P.C.	0.30	0.30	0.21	0.19
	Anaerobic	I.P.	1.21	1.26	0.26	0.24

CO : Coarse sand, SE : Sesame stem, PL : Platanus branch, PE : Persimmon branch

P.C. : *Phragmites communis* Trin. I.P. : *Iris pseudoacorus* L.

소형 인공습지 하수처리장에서 수생식물의 생육시기별 K, Ca, Mg 및 Na 함량은 Table 3-33에서 보는 것과 같다. 호기성 갈대의 K의 함량은 1.19-1.36%, Ca의 함량은 0.34-0.43%, Mg의 함량은 0.04-0.10% 및 Na의 함량은 0.06-0.11%의 범위로 처리조별 및 처리시기에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 혐기성조의 노랑꽃창포의 K의 함량은 2.26-2.63%, Ca의 함량은 1.19-1.33%, Mg의 함량은 0.36-0.43% 및 Na의 함량은 0.31-0.40%의 범위로 처리조별 및 처리시기에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 수생식물 종류에 따라서는 K, Ca, Mg 및 Na의 함량은 노랑꽃창포가 갈대에 비해 높은 경향이였다.

Table 3-33. 소형 인공습지 하수처리장에서 수생식물의 생육시기별 K, Ca, Mg 및 Na 함량
(Unit : %)

Filter medium	Plot	Code	K		Ca		Mg		Na	
			At months after transplanting of plant							
			1	3	1	3	1	3	1	3
CO	Aerobic	P.C.	1.36	1.32	0.36	0.34	0.08	0.06	0.11	0.09
	Anaerobic	I.P.	2.51	2.34	1.21	1.33	0.42	0.36	0.39	0.40
SE	Aerobic	P.C.	1.19	1.32	0.43	0.42	0.10	0.06	0.08	0.10
	Anaerobic	I.P.	2.41	2.26	1.19	1.25	0.38	0.41	0.36	0.41
PL	Aerobic	P.C.	1.25	1.32	0.35	0.36	0.10	0.04	0.07	0.08
	Anaerobic	I.P.	2.63	2.51	1.19	1.24	0.41	0.43	0.31	0.39
PE	Aerobic	P.C.	1.26	1.41	0.41	0.43	0.08	0.09	0.09	0.06
	Anaerobic	I.P.	2.54	2.62	1.25	1.62	0.43	0.39	0.32	0.35

CO : Coarse sand, SE : Sesame stem, PL : Platanus branch, PE : Persimmon branch
P.C. : *Phragmites communis* Trin. I.P. : *Iris pseudoacorus* L.

소형 인공습지 하수처리장에서 수생식물의 생육시기별 Fe, Mn, Cu 및 Zn 함량은 Table 3-34에서 보는 것과 같다. 호기성 갈대의 Fe의 함량은 3,152-4,314 mg kg⁻¹, Mn의 함량은 142-146 mg kg⁻¹, Cu의 함량은 35.1-41.5 mg kg⁻¹ 및 Zn의 함량은 38.3-43.3 mg kg⁻¹의 범위로 처리조별 및 처리시기에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 혐기성조의 노랑꽃창포의 Fe의 함량은 3,625-3,947 mg kg⁻¹, Mn의 함량은 257-270 mg kg⁻¹, Cu의 함량은 19.9-24.8 mg kg⁻¹ 및 Zn의 함량은 27.9-33.3 mg kg⁻¹의 범위로 처리조별 및 처리시기에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 수생식물 종류에 따라서는 Fe, Cu 및 Zn의 경우에는 갈대가 노랑꽃창포에 비해 높은 함량을 보였고, Mn의 함량은 노랑꽃창포가 갈대에 비해 높은 경향이였다.

Table 3-34. 소형 인공습지 하수처리장에서 수생식물의 생육시기별 Fe, Mn, Cu 및 Zn 함량
(Unit : mg kg⁻¹)

Filter medium	Plot	Code	Fe		Mn		Cu		Zn	
			At months after transplanting of plant							
			1	3	1	3	1	3	1	3
CO	Aerobic	P.C.	3,953	4,314	142	145	39.3	41.5	38.3	42.8
	Anaerobic	I.P.	3,682	3,625	263	270	19.9	23.6	27.9	30.7
SE	Aerobic	P.C.	3,891	4,181	140	144	37.9	40.6	42.8	43.3
	Anaerobic	I.P.	3,765	3,776	261	266	23.4	24.8	31.3	34.8
PL	Aerobic	P.C.	3,152	3,379	140	142	35.8	38.3	41.1	40.9
	Anaerobic	I.P.	3,818	3,841	257	262	21.7	22.0	29.7	33.3
PE	Aerobic	P.C.	3,777	4,072	145	146	35.1	37.8	39.8	41.4
	Anaerobic	I.P.	3,740	3,947	266	269	20.2	20.5	28.6	32.5

CO : Coarse sand, SE : Sesame stem, PL : Platanus branch, PE : Persimmon branch

P.C. : *Phragmites communis* Trin. *I.P.* : *Iris pseudoacorus* L.

Seo et al. (2006)는 자연정화공법에 의한 하수처리장 수평흐름조에서 수생식물의 무기성분의 흡수특성에 관한 연구결과 노랑꽃창포 보다 부들이 높은 흡수능력을 가졌다고 보고 하였는데, 본 연구결과도 이와 동일한 경향이였다. 이는 부들에 비해 노랑꽃창포의 건물중량이 높음으로써 도출된 결과인 것으로 사료된다. 또한 Kim et al. (2007)의 생활폐수 처리를 위한 최적 수생식물 선정 실험의 결과에서도 수질정화능력은 건물중량에 비례적으로 증가하는 경향을 보였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, 인공습지 하수처리장치에서 수생식물은 유입되는 오염원의 무기성분을 흡수함으로써 처리효율을 향상시킬 수 있다.

(4) 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사

(가) 소형 인공습지에 사용된 여재 표면 미생물상 조사

소형 인공습지 하수처리장치에서 하수처리 시기별 여재 표면 생물막 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-187~3-190에서 보는 바와 같다. 왕사만 주입된 처리조의 경우 전반적인 미생물상의 밀도 분포는 호기성조 및 혐기성조 모두에서 총세균이 가장 많았으며, 박테리아 및 셀룰로스분해균도 많이 분포되어 있었고, 특히 모든 미생물이 전반적으로 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 분포한 것은 호기성조의 공기 유입이 원활하여 미생물이 성장하기 좋은 조건이기 때문인 것으로

로 사료된다. 그리고 질소대사에 관련하는 미생물의 밀도분포에서 호기성조에서는 암모니아 산화세균이 많았으며, 혐기성조에서는 탈질균과 질산환원균이 많았다. 이는 미생물이 호기적인 조건에서는 유기태 질소와 암모니아를 산화시켜 질산성질소로 전환되는 질산화작용이 주된 질소의 대사과정이기 때문이며, 혐기적인 조건에서는 호기성조에서 산화된 질산성질소를 N_2 와 N_2O 로 휘산시키는 탈질작용이 주된 질소의 대사과정이기 때문이다.

참깨대, 플라타나스 가지, 감나무 가지로 제조된 biochar가 주입된 각 호기성조와 혐기성조의 미생물상 분포 경향은 왕사와 전반적으로 유사한 경향이었으나, 하수처리 1개월 후 호기성조 및 혐기성조의 총세균, 일반세균, 곰팡이는 왕사에 비해 많이 분포하고 있었으며, 하수처리 3개월 후에는 각 미생물 수는 더 증가하는 경향이였다. 이는 biochar의 표면은 다공성 구조로 미생물이 부착하기 용이한 형태로 구성되어 미생물의 개체수가 증가한 것으로 판단된다.

질산화균과 암모니아 산화균의 경우 biochar가 주입된 호기성조가 왕사가 주입된 호기성조에 비해 많이 분포하고 있었다. 이는 biochar가 다공성 구조로 통기관 및 표면으로부터 산소의 공급이 원활하여 호기성조 미생물의 생육이 활발했던 것으로 판단된다. 반면에 혐기성조에서 질산화균과 암모니아 산화균의 경우는 모든 처리구에서 비슷하게 분포하고 있었다.

탈질균의 경우는 왕사가 주입된 호기성과 biochar가 주입된 호기성조 간에 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였고, 혐기성조의 경우는 biochar가 주입된 처리구에서 더 많은 개체수를 보였다. biochar 처리구의 경우 하수처리 1개월 경과 후에는 왕사 처리구에 비해 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였으나, 하수처리 3개월 이후에는 biochar가 처리구가 급격히 증가하는 경향이였다. Seo et al. (2011)에 의하면 일반적으로 탈질균은 혐기적 상태를 유지할 때 많이 분포한다고 보고하였는데, biochar의 혐기성조 적용은 산소공급이 원활하여 탈질균의 분포가 작아질 것이라고 판단했는데, 오히려 왕사 처리구에 비해 증가하는 경향이였다. 이는 혐기조의 경우 수위가 처리조의 표면층까지 채워져야 배출되는 구조로 biochar 표면 및 내부의 다공성 구조가 물로 포화됨에 따라 탈질균이 서식할 만큼의 혐기적 조건을 유지하고, 또한 표면자체에 미생물이 부착하기 용이한 구조로 되어 있기 때문에 biochar 처리구에 탈질균이 증가한 것으로 판단된다.

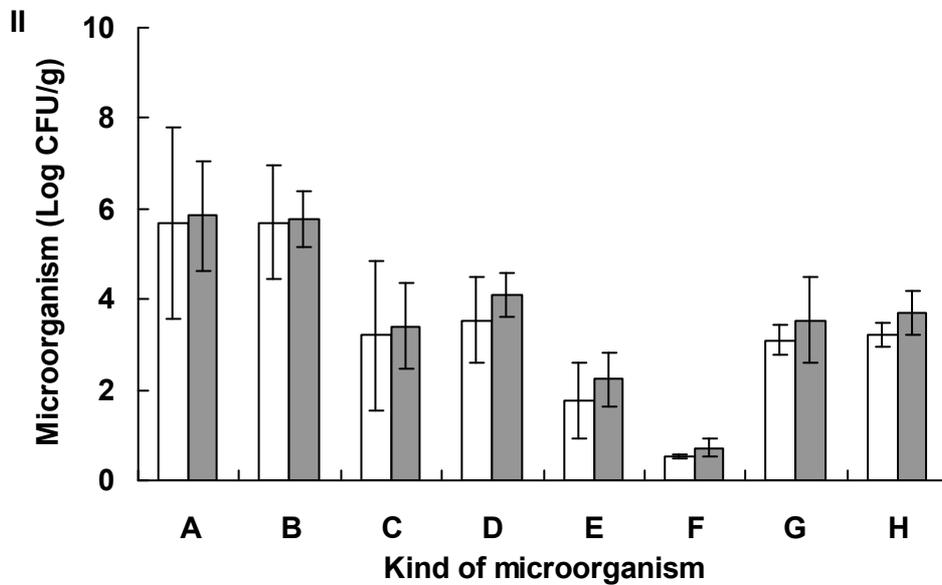
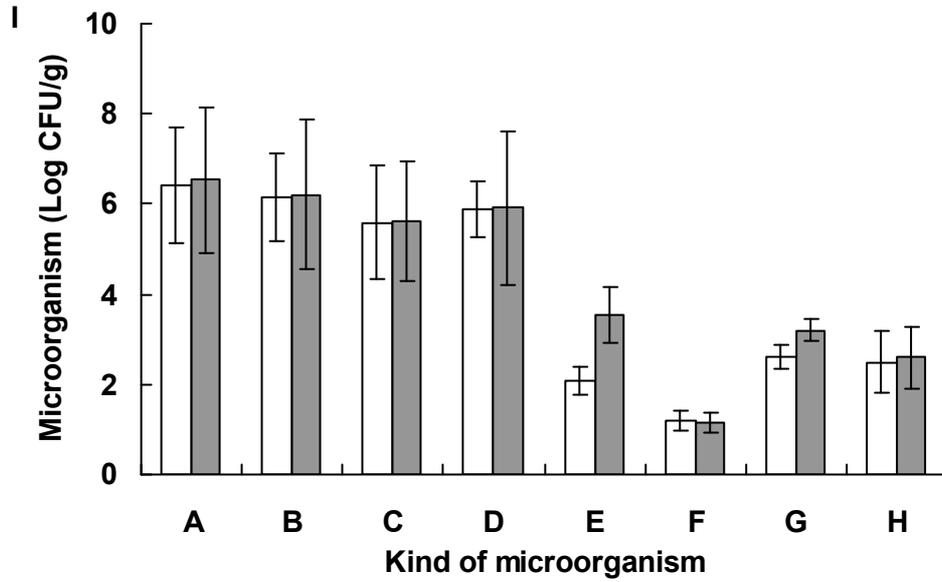


Fig. 3-187. 소형 인공습지 하수처리장에서 하수처리시일에 따른 왕사표면의 미생물상 변화.

- : At 1 months after treatment, ■ : At 2 months after treatment,
- I : Aerobic bed II : Anaerobic bed
- A : Total bacteria B : General bacteria
- C : Fungi D : Cellulose decomposing bacteria
- E : Ammonia oxidation bacteria F : Nitrification bacteria
- G : Denitrification bacteria H : Nitrite reduction bacteria

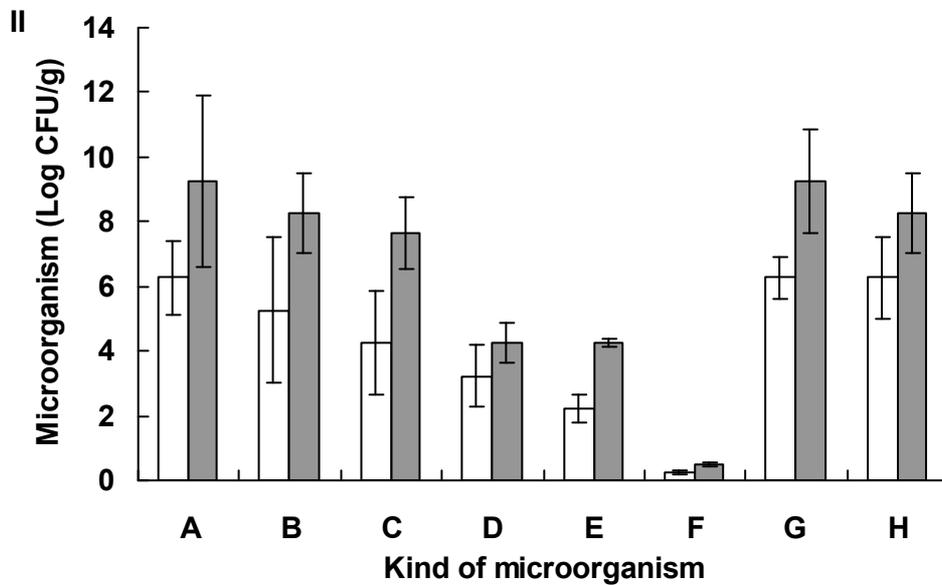
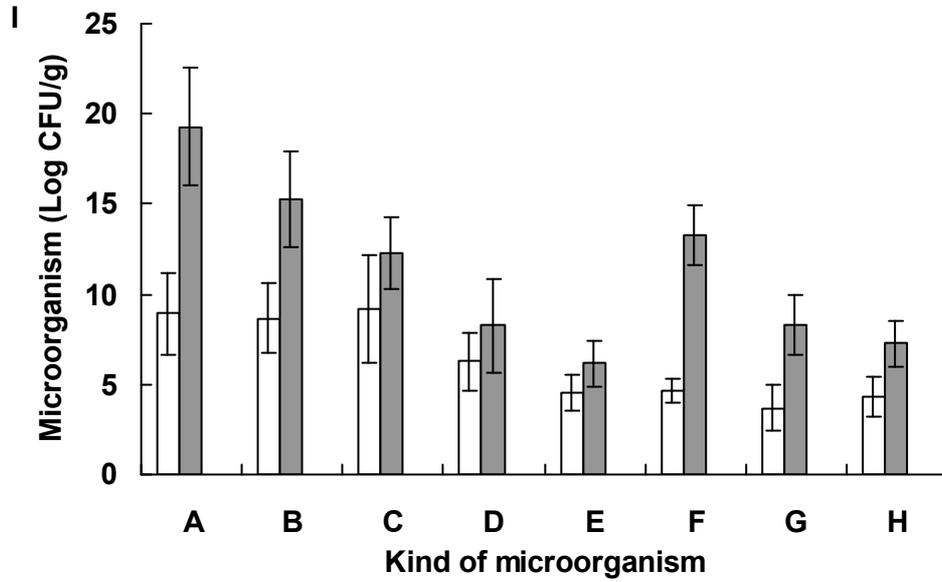


Fig. 3-188. 소형 인공습지 하수처리장에서 하수처리시일에 따른 참깻대 biochar 표면의 미생물상 변화.

- : At 1 months after treatment, ■ : At 2 months after treatment,
 I : Aerobic bed II : Anaerobic bed
 A : Total bacteria B : General bacteria
 C : Fungi D : Cellulose decomposing bacteria
 E : Ammonia oxidation bacteria F : Nitrification bacteria
 G : Denitrification bacteria H : Nitrite reduction bacteria

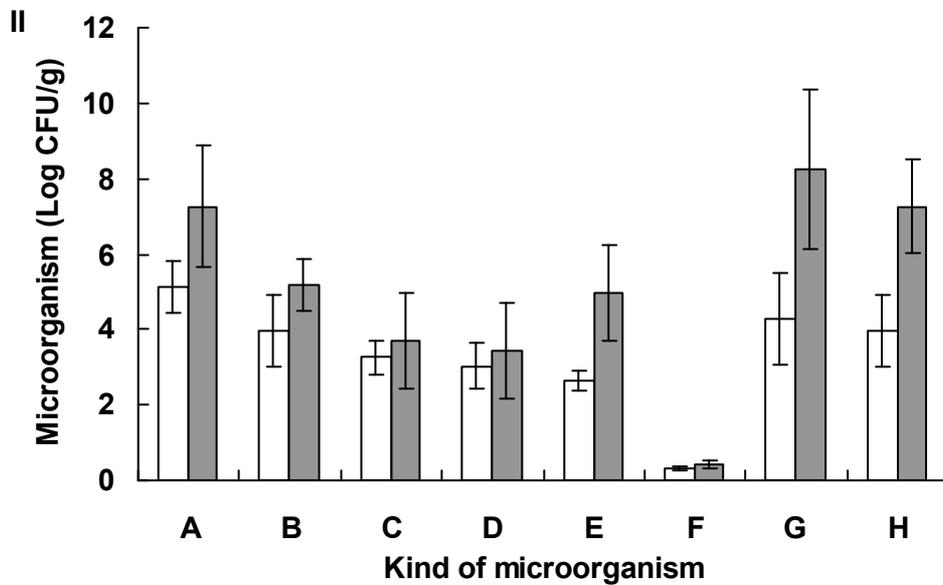
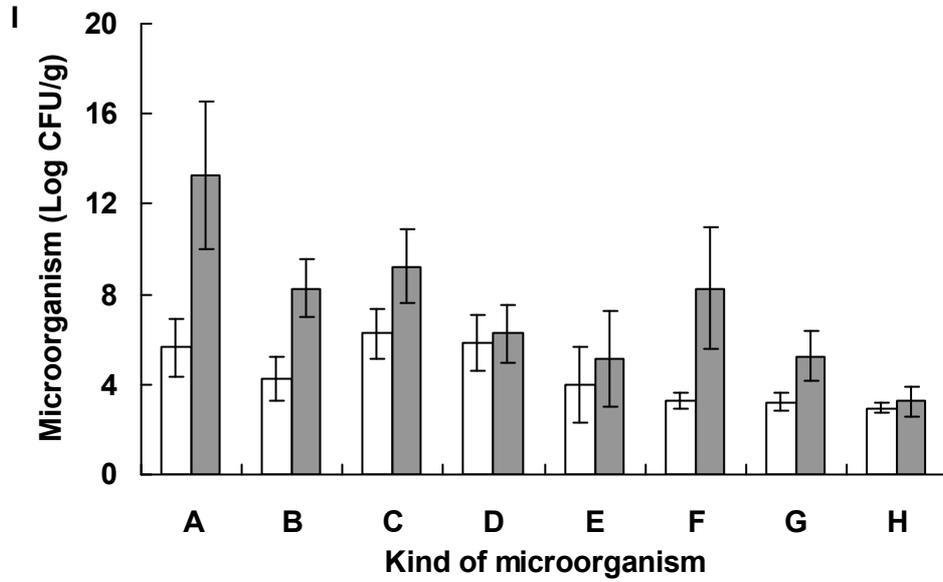


Fig. 3-189. 소형 인공습지 하수처리장에서 하수처리시일에 따른 플라타나스 biochar 표면의 미생물상 변화.

- : At 1 months after treatment, ■ : At 2 months after treatment,
 I : Aerobic bed II : Anaerobic bed
 A : Total bacteria B : General bacteria
 C : Fungi D : Cellulose decomposing bacteria
 E : Ammonia oxidation bacteria F : Nitrification bacteria
 G : Denitrification bacteria H : Nitrite reduction bacteria

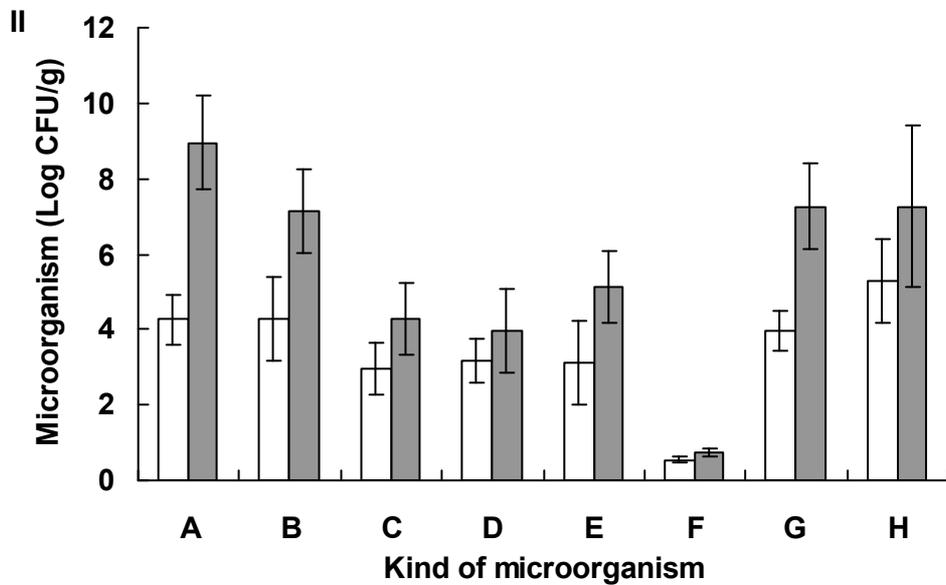
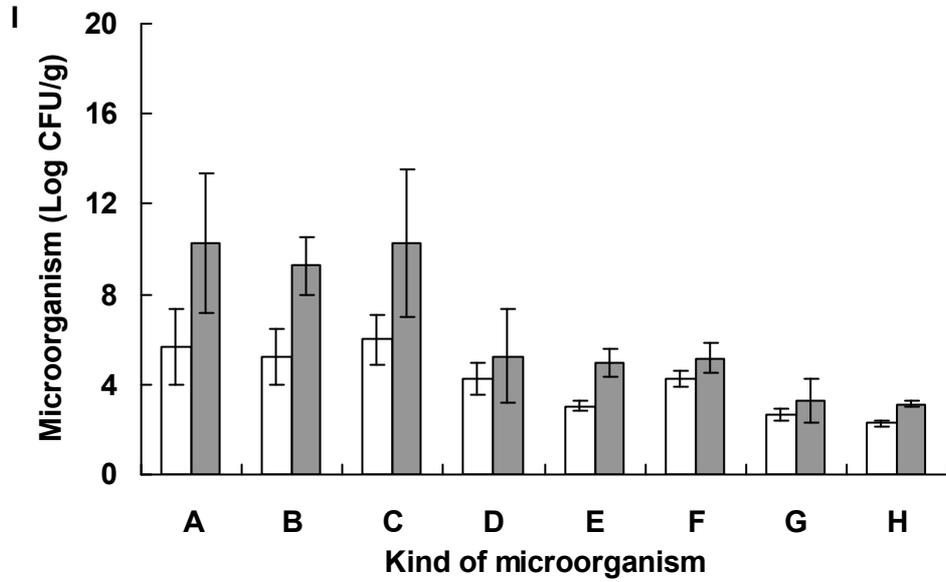


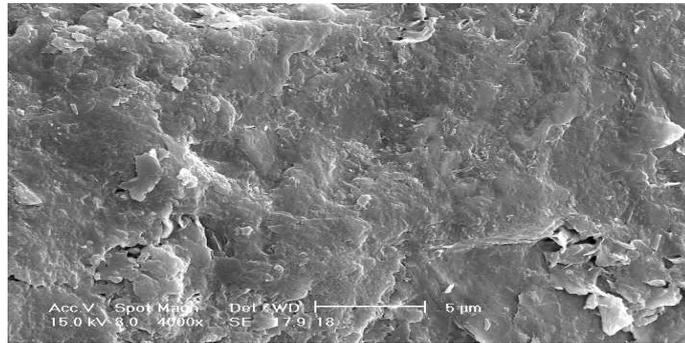
Fig. 3-190. 소형 인공습지 하수처리장에서 하수처리시일에 따른 감나무 biochar 표면의 미생물 상 변화.

- : At 1 months after treatment, ■ : At 2 months after treatment,
 I : Aerobic bed II : Anaerobic bed
 A : Total bacteria B : General bacteria
 C : Fungi D : Cellulose decomposing bacteria
 E : Ammonia oxidation bacteria F : Nitrification bacteria
 G : Denitrification bacteria H : Nitrite reduction bacteria

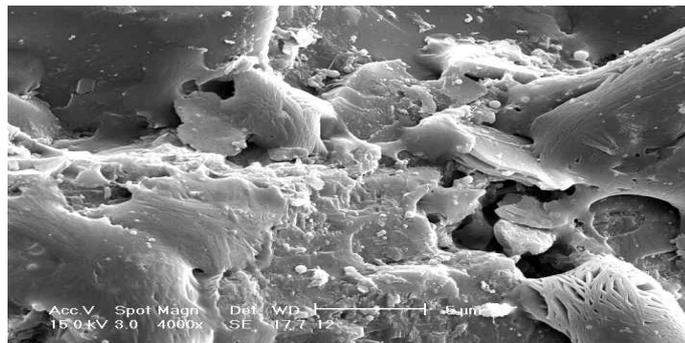
(나) 소형 인공습지에 사용된 여재 부착미생물 관찰

소형 인공습지 하수처리장에서 원여재와 하수처리 3개월 후 호기성조 및 혐기성조 여재 표면을 SEM으로 분석한 결과는 Fig. 3-191~3-194에서 보는 바와 같다.

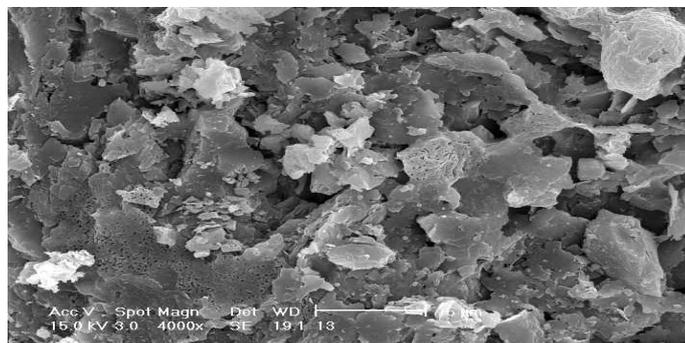
왕사와 전자현미경 사진을 보면 원여재에 비해 호기성조 및 혐기성조에서 하수처리 시일이 경과됨에 따라 미생물이 급격히 증가되는 경향이였다. 또한 biochar의 미생물 흡착은 전반적으로 왕사에 비해 약간 많이 관찰되었다. 이는 biochar의 경우 표면에 거칠어서 미생물의 부착이 용이하기 때문으로 판단된다.



<Raw coarse sand>

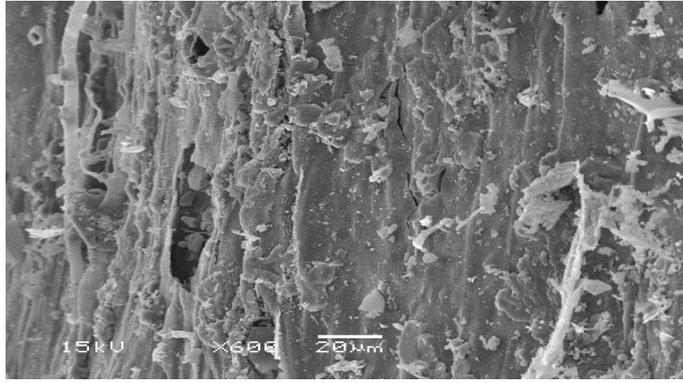


<Coarse sand in aerobic bed at 3months after treatment>

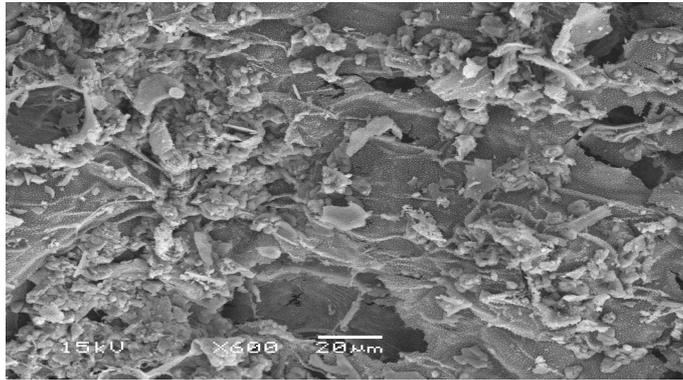


<Coarse sand in anaerobic bed at 3months after treatment>

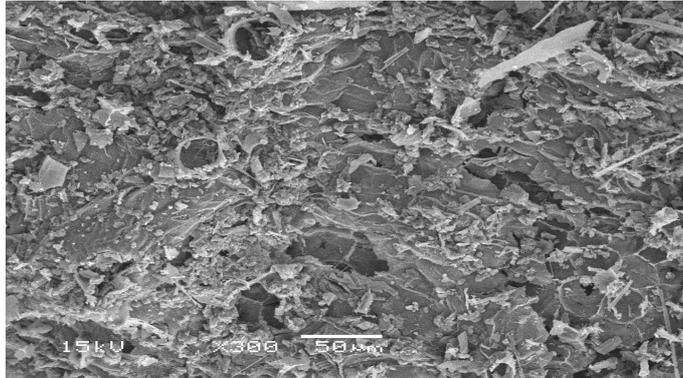
Fig. 3-191. 인공습지 하수처리장치에서 시기별 왕사의 부착미생물 관찰.



<Raw sesame biochar>

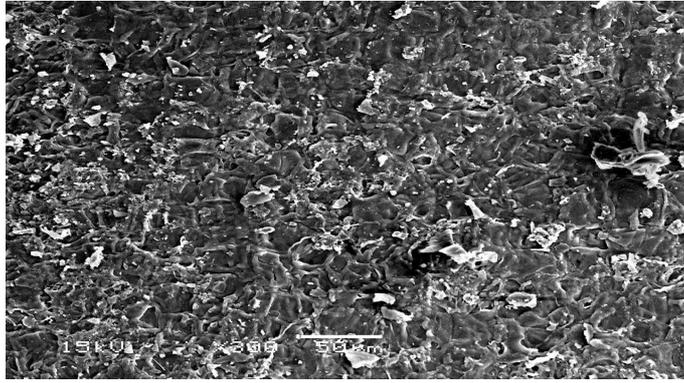


<Sesame biochar in aerobic bed at 3months after treatment>

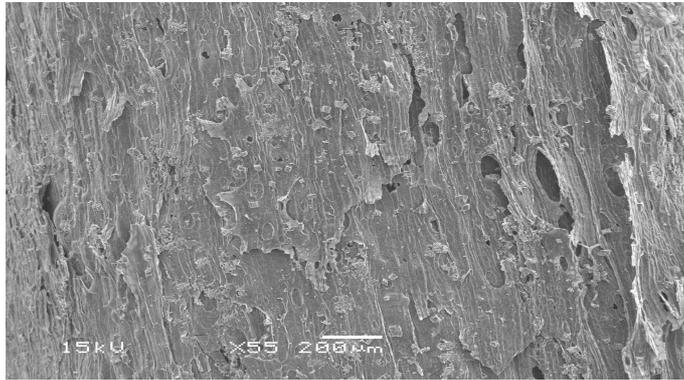


<Sesame biochar in anaerobic bed at 3months after treatment>

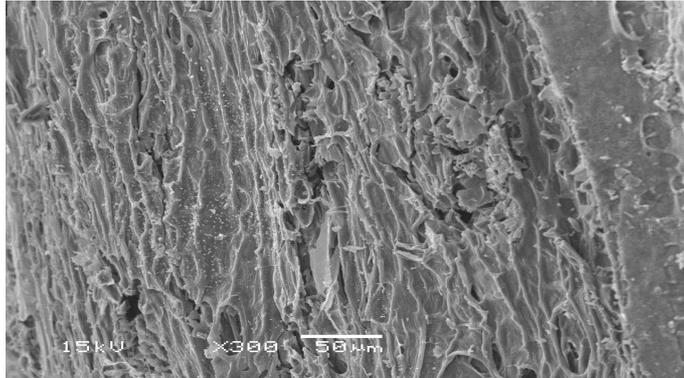
Fig. 3-192. 인공습지 하수처리장치에서 시기별 참깨 biochar의 부착미생물 관찰.



<Raw platanus branch biochar>

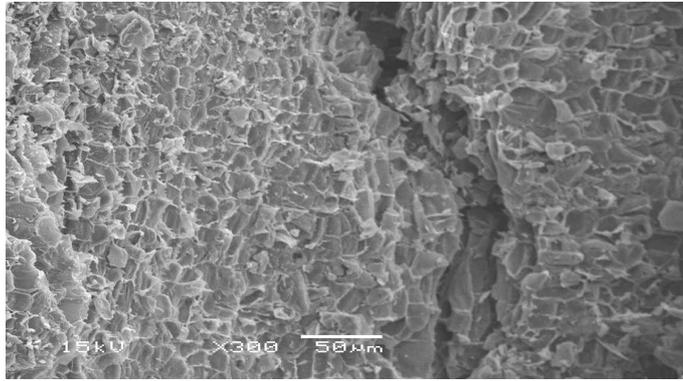


<Platanus branch biochar in aerobic bed at 3months after treatment>

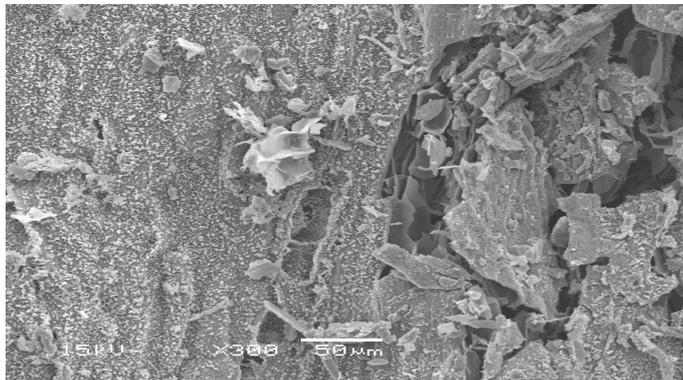


<Platanus branch biochar in anaerobic bed at 3months after treatment>

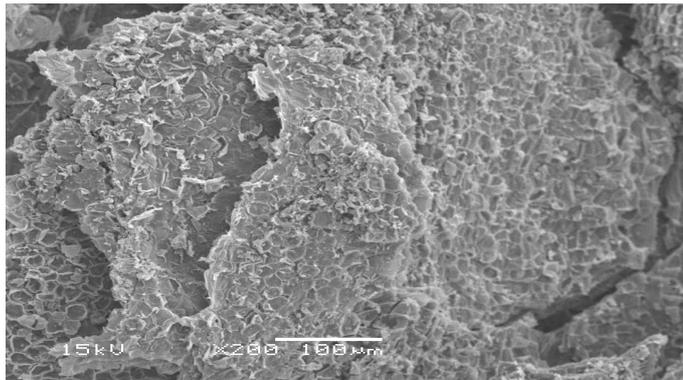
Fig. 3-193. 인공습지 하수처리장치에서 시기별 플라타나스 가지 biochar의 부착미생물 관찰.



<Raw persimmon branch>



<Persimmon branch biochar in aerobic bed at 3months after treatment>



<Persimmon branch biochar in anaerobic bed at 3months after treatment>

Fig. 3-194. 인공습지 하수처리장치에서 시기별 감나무 가지 biochar의 부착미생물 관찰.

3) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가

환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가는 환경정화용 biochar의 다양한 조건별 온실가스 발생패턴을 구명하고, 소형에서 집중 및 장기간 모니터링을 통하여 환경정화용 biochar의 온실가스 저감효율을 평가하였다.

가) 환경정화용 기능성 biochar의 온실가스 발생패턴 구명

(1) 오폐수 종류별 온실가스 발생패턴 변화

오폐수 종류별 온실가스 발생패턴 변화는 Fig. 3-195에서 보는 것과 같이 온실가스 발생량은 축산폐수 > 하수 > 폐양액 순이었으며, 오폐수 종별 온실가스 발생패턴을 보면 축산폐수의 경우 CO₂의 발생량이 가장 많았고, N₂O, CH₄의 순이었다. 폐양액의 경우 N₂O의 발생량이 가장 많았는데, 이는 폐양액은 유기물 함량이 낮고, T-N의 함량이 높아 N₂O의 발생량이 높은 것으로 판단된다. 하수의 경우 CO₂ > N₂O > CH₄ 순이었다. 본 실험은 호기성 조건에서 실험한 결과로 CO₂의 비해 CH₄의 함량이 낮은 것으로 판단된다. 각 온실가스 발생량을 100%로 하였을 때, CO₂, CH₄ 및 N₂O의 기여도를 보면 하수 및 축산폐수의 경우 CO₂가 가장 높은 기여도를, N₂O의 경우는 폐양액이 가장 높은 기여도를 보였다.

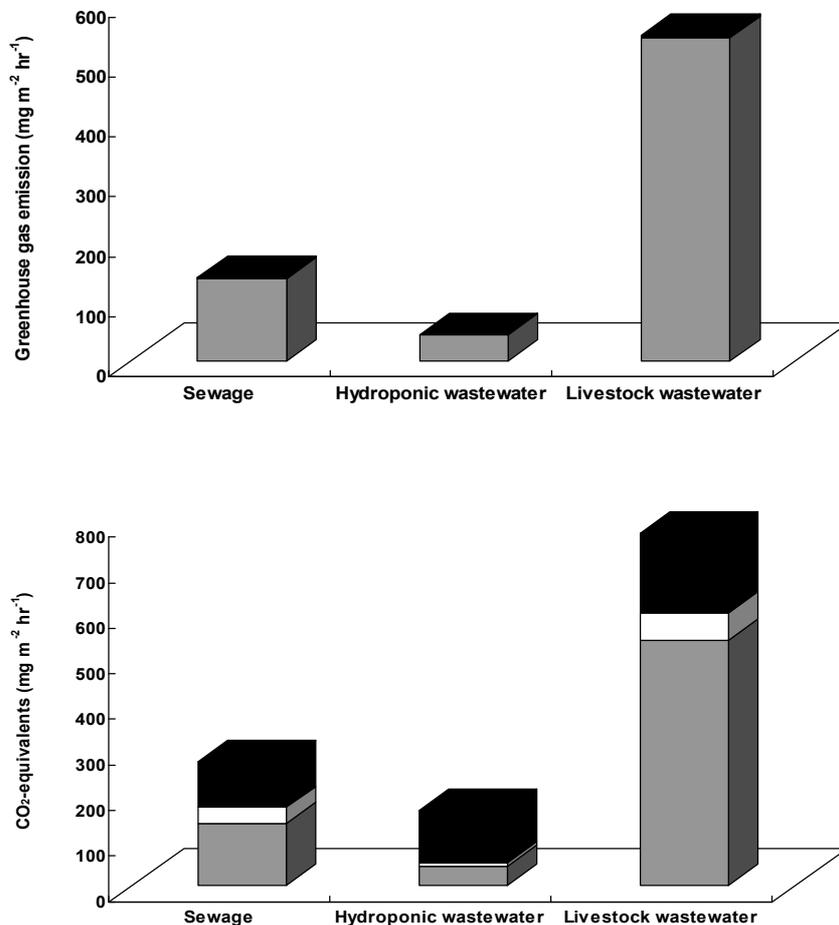


Fig. 3-195. 오염원 종류에 따른 온실가스 발생패턴.

■ : CO₂, □ : CH₄, ■ : N₂O

(2) 환경정화용 biochar 종류별 온실가스 발생패턴 변화

환경정화용 biochar 종류별 온실가스 발생패턴을 조사한 결과는 Fig. 3-196에서 보는 것과 같다. 모든 biochar는 $\text{CO}_2 > \text{N}_2\text{O} > \text{CH}_4$ 의 순으로 CO_2 의 발생량이 가장 많았다. 이는 본 실험이 호기성 조건에서 실험되었기 때문에 미생물에게 충분한 산소공급으로 인하여 유기물이 활발히 분해됨에 따라 CO_2 의 발생량이 가장 많은 것으로 판단된다. 또한 biochar 종류별로는 참깨대 biochar가 가장 많은 CO_2 발생량을 보였는데, 이는 참깨대 원재료의 구조적인 특성 자체가 다른 부산물들에 비해 속이 많이 비어있는 구조이며, 이것이 열분해 됨에 따라 다공성 구조가 됨으로서 biochar의 산소 공기 순환은 훨씬 더 효율적일 것이다. 이로 인하여 다른 것에 비해 미생물 산소공급이 원활하여 CO_2 의 발생량이 증대된 것으로 판단된다. 또한 각각의 biochar 종류별 온실가스 발생량을 100%으로 보았을 때, CO_2 , CH_4 및 N_2O 의 상대적인 기여도를 보면 $\text{CO}_2 > \text{N}_2\text{O} > \text{CH}_4$ 순이었으며, biochar 종류에 따른 특이적인 경향을 나타내지는 않았다.

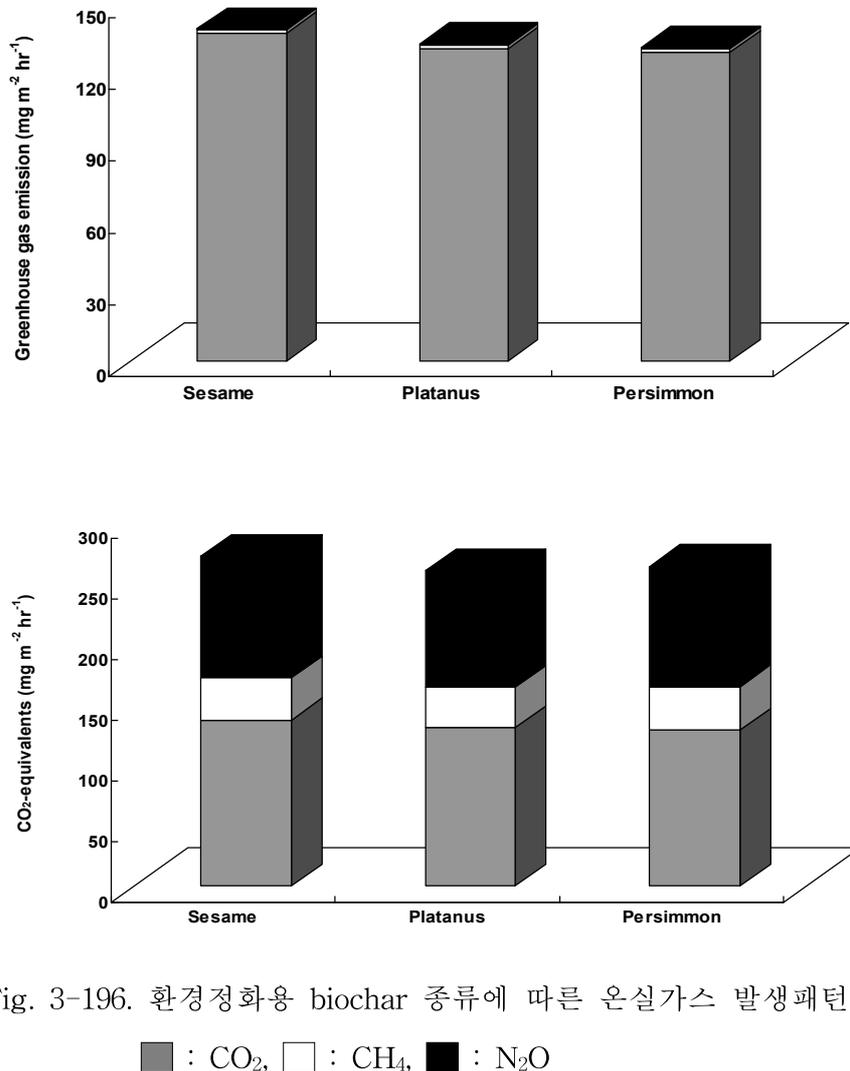


Fig. 3-196. 환경정화용 biochar 종류에 따른 온실가스 발생패턴.

(3) 호기·혐기 조건별 온실가스 발생패턴 변화

호기-혐기 조건별 환경정화용 biochar에 대한 온실가스 발생패턴은 Fig. 3-197에서 보는 것과 같다. CO₂의 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 발생되었고, CH₄의 발생량은 혐기조가, N₂O의 발생량은 호기성조가 많이 발생되었다. 이와 같이 습지 형태에 따른 온실가스 발생량은 확연히 다른 차이를 보였으며, 환경정화용 biochar를 습지에 적용시 많이 배출되는 온실가스를 저감할 수 있는 효과적인 방안이 필요할 것으로 판단된다. 또한 호기 및 혐기성조의 온실가스 총 발생량은 비슷한 수준이었으며, 각 발생량을 100%으로 보았을 때, CO₂, CH₄ 및 N₂O의 상대적인 기여도는 호기성조의 경우는 N₂O와 CO₂의 발생량이 많았고, 혐기성조의 경우에는 CH₄가 다른 온실가스에 비해 높은 기여도를 보였다.

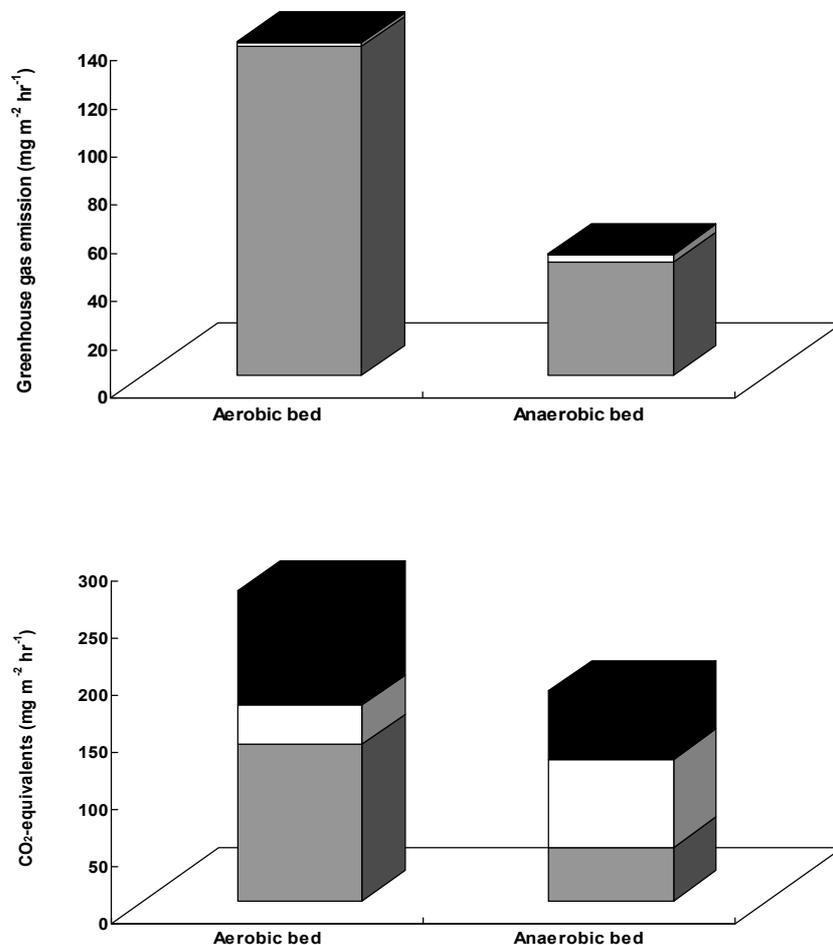


Fig. 3-197. 호기 및 혐기 조건에 따른 온실가스 발생패턴.

■ : CO₂, □ : CH₄, ■ : N₂O

나) 환경정화용 biochar를 이용한 소형 인공습지에서 온실가스 발생량 평가

(1) 소형 인공습지에서 온실가스 집중 모니터링

소형 인공습지 하수처리장에서 온실가스 집중 모니터링을 위한 온실가스 채취는 오전 6시를 기준 (00:00)으로 하여 오전 4시까지 (22:00) 2시간 간격으로 온실가스를 채취하였으며, 12시간을 기준으로 낮과 밤을 구분하였다. 소형에서 CO₂ 발생량을 집중 모니터링 한 결과 Fig. 3-198~3-199에서 보는 것과 같이 왕사만 주입된 호기성조의 경우 116-181 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 호기성조는 125-202 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 111-181 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 106-185 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 왕사만 주입된 혐기성조의 경우 49.4-92.6 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 혐기성조는 37.9-75.2 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 42.6-84.2 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 45.6-91.2 mg m⁻² hr⁻¹범위였다.

시간당 CO₂ 발생량을 낮과 밤으로 구분하여 봤을 때, CO₂ 발생량은 기온이 가장 높은 오후 12시부터 2시까지 모든 호기성조 처리구에서 가장 많이 발생하였으며, 오후 6시를 기점으로 CO₂ 발생량은 감소하는 경향이였다. 혐기성조도 호기성조와 동일한 경향으로 CO₂ 발생량은 오전 6시부터 점점 증가하기 시작하여 오후 12시에 가장 많이 발생하였으며, 오후 6시를 기점으로 해서 점점 감소하는 경향이였다. 이와 같이 습지에서의 온실가스 발생량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 것을 확인할 수가 있었다.

또한 호기성조의 CO₂ 발생량은 왕사와 참깨대가 혼합된 처리구에서 가장 높은 발생량을 보였는데, 이는 biochar가 주입됨에 따라 산소 공급이 원활하여 호기성 미생물들의 활발한 유기물 분해로 인하여 CO₂ 발생량이 왕사만 주입한 처리구에 비해 증가한 것으로 사료된다. 혐기성조에서 CO₂ 발생량은 호기성의 결과와 반대로 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 처리구에서 가장 낮은 발생량을 보였다.

또한 호기성조와 혐기성조를 비교하였을 때 CO₂ 발생량은 모든 처리조에서 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 발생하는 것을 확인할 수 있었다. 호기성조에 평균 CO₂ 발생량은 참깨대 (151.8 mg m⁻² hr⁻¹) > 왕사 (143.4 mg m⁻² hr⁻¹) > 감나무 (143.0 mg m⁻² hr⁻¹) > 플라타나스 (140.8 mg m⁻² hr⁻¹) 순이였고, 혐기성조에서는 왕사 (68.9 mg m⁻² hr⁻¹) > 플라타나스 (59.7 mg m⁻² hr⁻¹) > 감나무 (58.4 mg m⁻² hr⁻¹) > 참깨대 (56.9 mg m⁻² hr⁻¹) 순이었다.

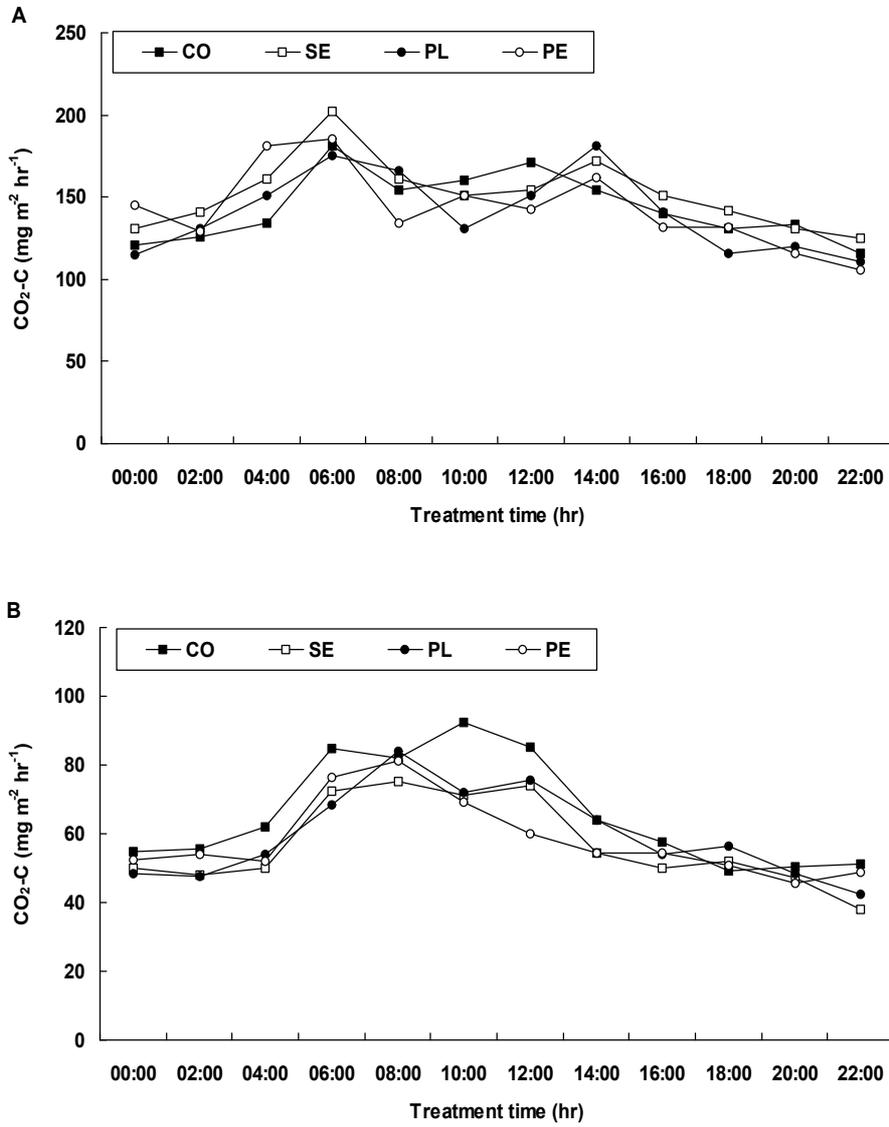


Fig. 3-198. 소형 인공습지 하수처리장에서 CO₂ 발생량 집중 모니터링.

A : Aerobic bed, B : Anaerobic bed

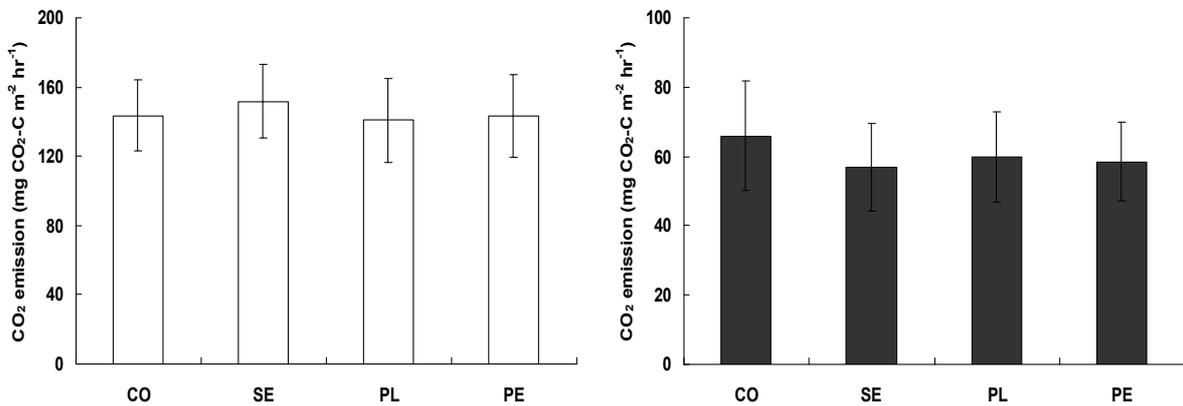


Fig. 3-199. 소형 인공습지 하수처리장에서 처리조별 평균 CO₂ 발생량.

소형 인공습지 하수처리장에서 CH₄ 발생량을 집중 모니터링 한 결과 Fig. 3-200~3-201에서 보는 것과 같이 왕사만 주입된 호기성조의 경우 0.8-2.4 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 호기성조는 0.6-1.9 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 0.9-1.9 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 1.2-1.8 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 왕사만 주입된 혐기성조의 경우 4.2-8.1 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 혐기성조는 2.4-5.4 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 3.1-5.4 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 2.9-5.9 mg m⁻² hr⁻¹범위였다.

시간당 CH₄ 발생량을 낮과 밤으로 구분하여 봤을 때, CH₄ 발생량은 기온이 가장 높은 오후 12시부터 2시까지 모든 호기성조 처리구에서 가장 많이 발생하였으며, 오후 6시를 기점으로 CH₄ 발생량은 감소하는 경향이였다. 혐기성조도 호기성조와 동일한 경향으로 CH₄ 발생량은 오전 6시부터 점점 증가하기 시작하여 오후 12시에 가장 많이 발생하였으며, 오후 6시를 기점으로 해서 점점 감소하는 경향이였다. 이와 같이 습지에서의 온실가스 발생량은 온도가 증가함에 따라 증가하는 것을 확인할 수가 있었다.

또한 호기성조의 CH₄ 발생량은 처리구별로 별 다른 차이 없이 비슷한 발생량을 보였다. 혐기성조에서 CH₄ 발생량은 왕사만 주입된 처리구에서 가장 많은 발생량을 보였고, biochar와 왕사가 혼합된 처리구에서는 왕사에 비해 CH₄의 발생량은 감소하는 경향이였다. 이는 왕사만 주입된 처리구에 비해 biochar가 들어감으로 해서 일부 호기성 조건을 형성함으로 해서 CH₄의 발생량이 감소한 것으로 판단된다.

또한 호기성조와 혐기성조를 비교하였을 때 CH₄ 발생량은 모든 처리조에서 혐기성조가 호기성조에 비해 CH₄의 발생량은 많았다. 일반적으로 CH₄의 발생량 혐기성 조건에서 산화환원전위가 -200mV 이하에서 메탄생성균에 의해서 발생되게 된다.

평균 CH₄ 발생량은 왕사 (1.59 mg m⁻² hr⁻¹) > 플라타나스 (1.37 mg m⁻² hr⁻¹) > 참깨대 (1.30 mg m⁻² hr⁻¹) > 감나무 (1.00 mg m⁻² hr⁻¹) 순이였고, 혐기성조에서는 왕사 (5.63 mg m⁻² hr⁻¹) > 플라타나스 (4.22 mg m⁻² hr⁻¹) > 감나무 (4.19 mg m⁻² hr⁻¹) > 참깨대 (3.68 mg m⁻² hr⁻¹) 순이었다.

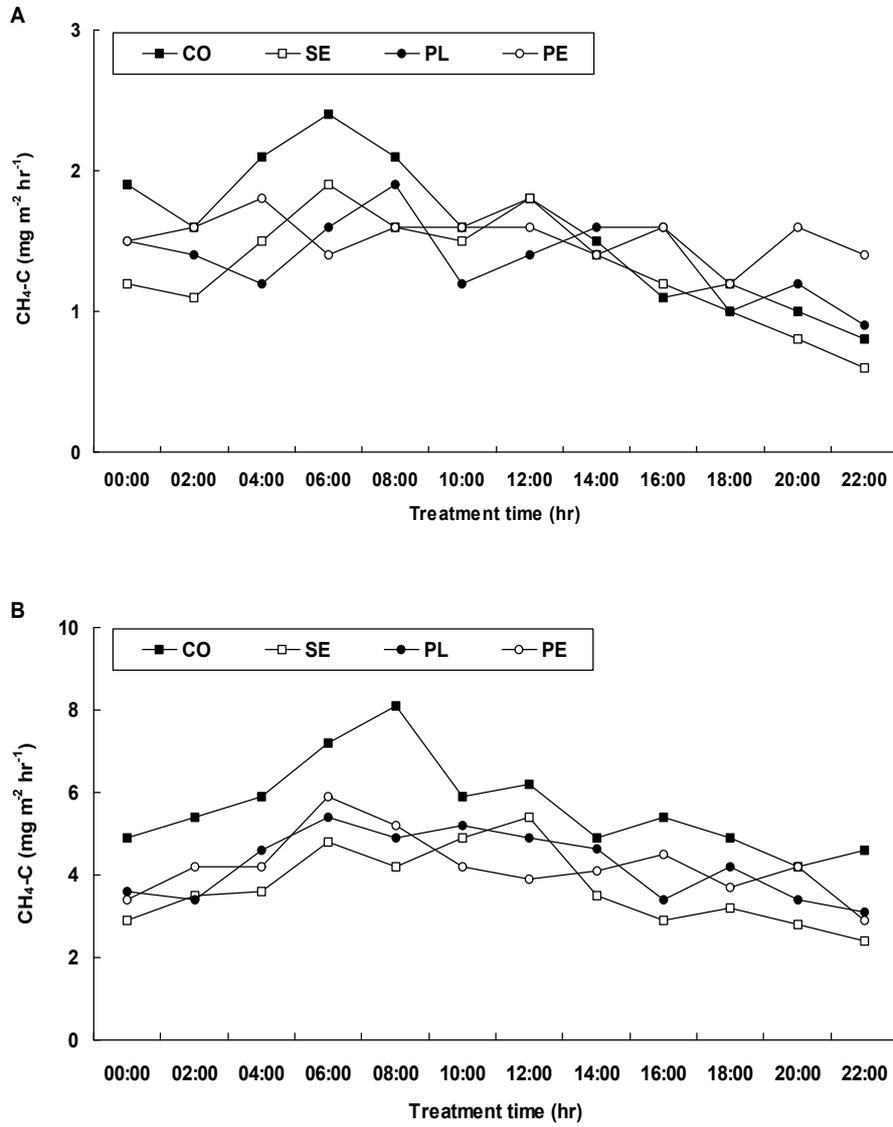


Fig. 3-200. 소형 인공습지 하수처리장에서 CH₄ 발생량 집중 모니터링.

A : Aerobic bed, B : Anaerobic bed

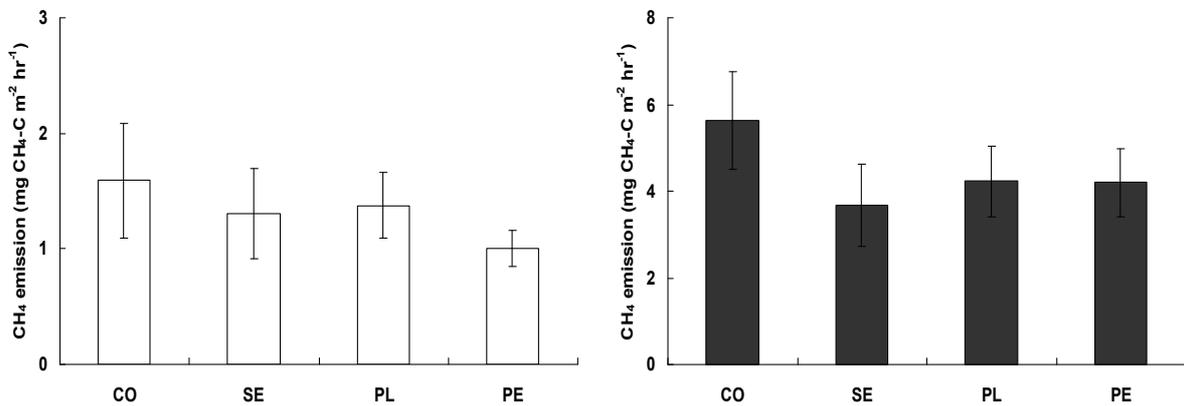


Fig. 3-201. 소형 인공습지 하수처리장에서 처리조별 평균 CH₄ 발생량.

소형 인공습지 하수처리장에서 N₂O 발생량을 집중 모니터링 한 결과 Fig. 3-202~3-203에서 보는 것과 같이 왕사만 주입된 호기성조의 경우 0.31-0.51 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 호기성조는 0.22-0.42 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 0.22-0.46 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 0.22-0.41 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 왕사만 주입된 혐기성조의 경우 0.09-0.34 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 혐기성조는 0.08-0.21 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 0.11-0.41 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 0.09-0.22 mg m⁻² hr⁻¹범위였다.

시간당 N₂O 발생량을 낮과 밤으로 구분하여 봤을 때, N₂O 발생량은 밤과 낮의 구분 없이 비슷한 발생량을 보였다. 또한 처리조별로 N₂O 발생량을 비교하였을 때, 호기성조의 N₂O 발생량이 혐기성조에 비해 약간 높기는 하였으나, 그 차이는 크지 않았다.

평균 N₂O 발생량은 왕사 (0.36 mg m⁻² hr⁻¹) > 플라타나스 (0.35 mg m⁻² hr⁻¹) > 감나무 (0.32 mg m⁻² hr⁻¹) > 참깨대 (0.31 mg m⁻² hr⁻¹) 순이었고, 혐기성조에서는 플라타나스 (0.19 mg m⁻² hr⁻¹) = 왕사 (0.19 mg m⁻² hr⁻¹) > 감나무 (0.19 mg m⁻² hr⁻¹) > 참깨대 (0.13 mg m⁻² hr⁻¹) 순이었다.

N₂O 가스 배출은 온도, pH, 강우, 질소 함량, 토성, 식생 및 경지이용 등 다양한 요인에 의해 영향을 받으며 (Frenzy, 1997), 보편적으로 온도가 상승함에 따라 N₂O 배출량이 증가하는 것으로 알려져 있다 (Parton et al., 1996). 이와 같이 본 연구결과에서도 06:00으로부터 시간이 증가함에 따라 기온이 상승하여 일시적으로 N₂O의 발생량이 약간 증가하였으며, 18:00이후부터는 다시 감소하는 경향이었다.

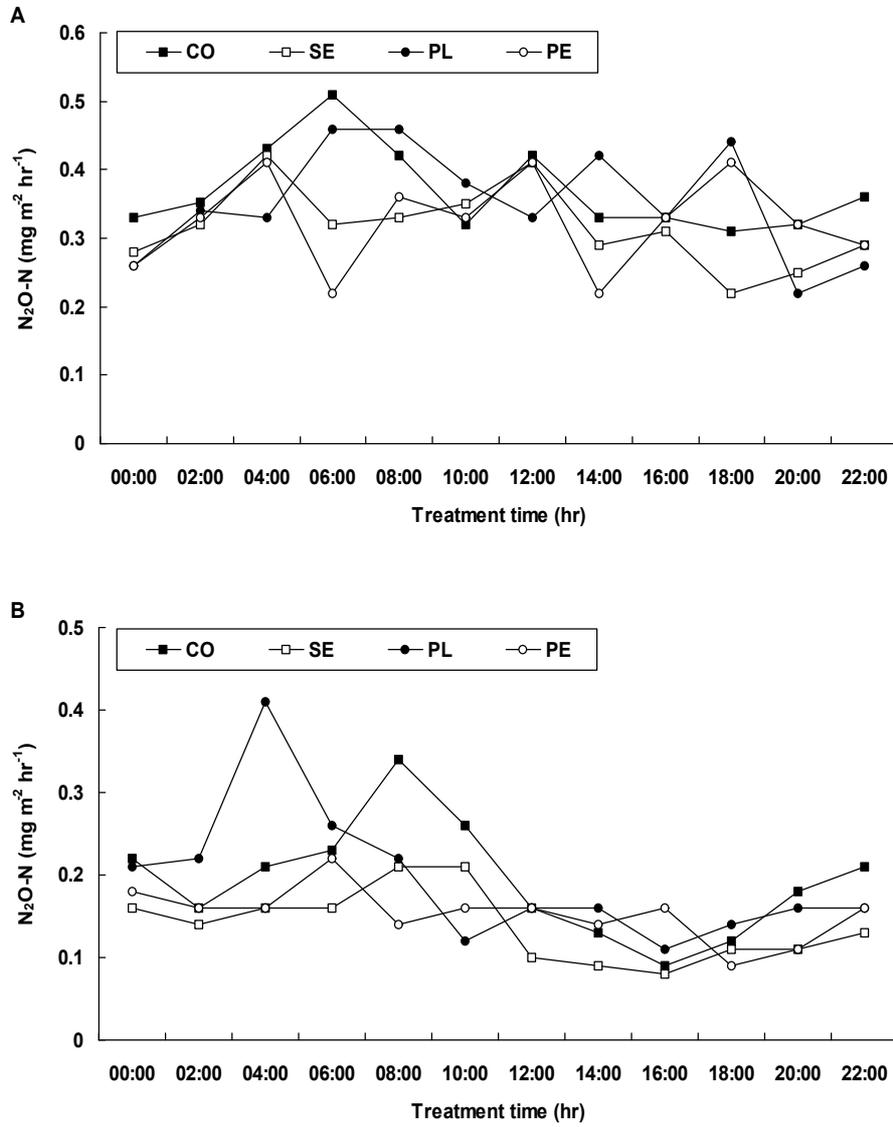


Fig. 3-202. 소형 인공습지 하수처리장에서 N₂O 발생량 집중 모니터링.

A : Aerobic bed, B : Anaerobic bed

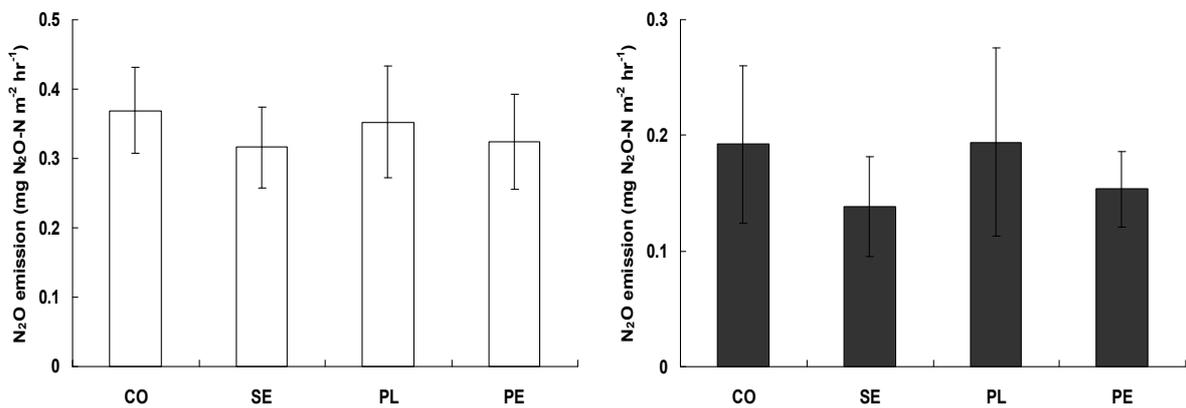


Fig. 3-203. 소형 인공습지 하수처리장에서 처리조별 평균 N₂O 발생량.

(2) 소형 인공습지에서 장기간 온실가스 모니터링

소형 인공습지 하수처리장에서 장기간 온실가스 모니터링을 위한 온실가스 채취는 2014년 3월 4일부터 5월 27일까지 총 32회의 온실가스를 채취하였으며, 월별로 총 10회 이상의 가스를 채취하여 분석하였다. 소형에서 장기간 CO₂ 발생량은 Fig. 3-204에서 보는 것과 같이 왕사만 주입된 호기성조의 경우 121-191 mg m⁻² hr⁻¹ 범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 호기성조는 128-199 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 114-195 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 116-198 mg m⁻² hr⁻¹ 범위였다. 왕사만 주입된 혐기성조의 경우 48.6-88.9 mg m⁻² hr⁻¹ 범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 혐기성조는 38.6-77.9 mg m⁻² hr⁻¹ 이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 42.6-79.6 mg m⁻² hr⁻¹ 이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 45.6-77.0 mg m⁻² hr⁻¹ 범위였다.

각 처리구별 월별의 결과는 Fig. 3-205에서 보는 것과 같다. 호기성조의 각 처리구별 3월, 4월 및 5월에 발생된 평균 CO₂의 발생량은 왕사의 경우 각각 135.1, 163.2 및 181.4 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 참깨대 biochar가 혼합된 경우 133.5, 152.9 및 185.3 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 biochar가 혼합된 경우 129.6, 146.3 및 173.7 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 biochar가 혼합된 경우 129.4, 162.7 및 181.1 mg m⁻² hr⁻¹로서 모든 처리구에서 시기가 증가함에 따라 CO₂ 발생량은 증가하는 경향이였다. 이는 시간별 측정결과와 같이 온도가 상승함에 따라 CO₂의 발생량은 증가하는 것으로 판단된다. 혐기성조의 각 처리구별 3월, 4월 및 5월에 발생된 평균 CO₂의 발생량은 왕사의 경우 각각 51.0, 61.4 및 74.5 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 참깨대 biochar가 혼합된 경우 48.8, 54.3, 65.3 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 biochar가 혼합된 경우 50.6 54.6 및 59.7 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 biochar가 혼합된 경우 50.6, 57.0 및 67.2 mg m⁻² hr⁻¹로서 모든 처리구에서 시기가 증가함에 따라 CO₂ 발생량은 증가하는 경향이였다.

호기성조와 혐기성조의 CO₂ 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 발생하였고, 처리조건별로는 호기성조에서는 플라타나스 biochar 151.2 mg m⁻² hr⁻¹으로 가장 낮은 발생량을 보였고, 나머지 처리구는 비슷한 발생량을 보였다. 혐기성 처리구의 경우는 왕사가 63.7 mg m⁻² hr⁻¹ 가장 많은 CO₂를 발생하였고, 나머지 biochar 처리구들은 55.0-58.5 mg m⁻² hr⁻¹으로 비슷한 수준을 보였다.

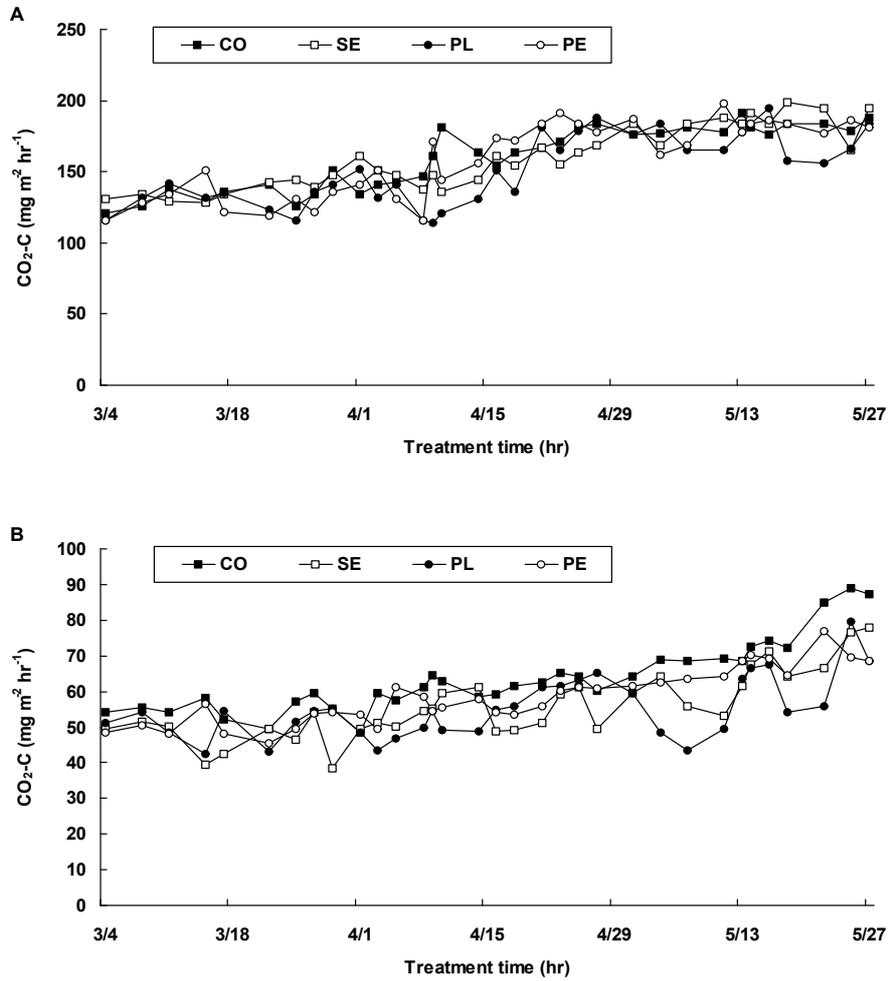


Fig. 3-204. 소형 인공습지 하수처리장에서 장기간 CO₂ 발생량 모니터링.

A : Aerobic bed, B : Anaerobic bed

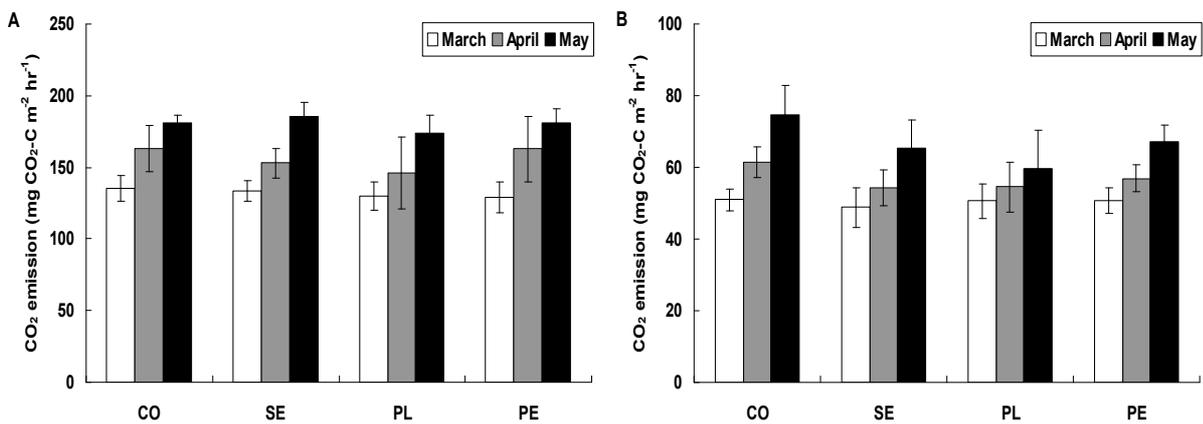


Fig. 3-205. 소형 인공습지 하수처리장에서 월별 CO₂ 발생량.

소형 인공습지 하수처리장에서 장기간 CH₄ 발생량은 Fig. 3-206에서 보는 것과 같이 왕사만 주입된 호기성조의 경우 1.40-2.21 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 호기성조는 1.26-1.99 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 1.26-1.85 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 1.35-2.01 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 왕사만 주입된 혐기성조의 경우 3.92-5.22 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 혐기성조는 2.84-4.51 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 2.95-5.14 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 3.54-5.12 mg m⁻² hr⁻¹범위였다.

각 처리구별 월별의 결과는 Fig. 3-207에서 보는 것과 같다. 호기성조의 각 처리구별 3월, 4월 및 5월에 발생된 평균 CH₄의 발생량은 왕사의 경우 각각 1.54, 1.78 및 1.93 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 참깨대 biochar가 혼합된 경우 1.48, 1.54 및 1.76 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 biochar가 혼합된 경우 1.50, 1.70 및 1.75 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 biochar가 혼합된 경우 1.54, 1.69 및 1.84 mg m⁻² hr⁻¹로서 모든 처리구에서 시기가 증가함에 따라 CH₄ 발생량은 증가하는 경향이였다. 이는 시간별 측정결과와 같이 온도가 상승함에 따라 CH₄의 발생량은 증가하는 것으로 판단된다. 혐기성조의 각 처리구별 3월, 4월 및 5월에 발생된 평균 CH₄의 발생량은 왕사의 경우 각각 3.80, 4.76 및 5.01 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 참깨대 biochar가 혼합된 경우 3.59, 3.63 및 4.01 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 biochar가 혼합된 경우 3.92, 3.96 및 4.60 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 biochar가 혼합된 경우 3.98, 4.15 및 4.67 mg m⁻² hr⁻¹로서 모든 처리구에서 시기가 증가함에 따라 CH₄ 발생량은 증가하는 경향이였다.

호기성조와 혐기성조의 CH₄ 발생량은 혐기성조가 호기성조에 비해 많이 발생하였고, 처리조건별로는 호기성조에서는 왕사가 1.78 mg m⁻² hr⁻¹로 가장 많은 발생량을 보였고, 다른 처리구는 1.60-1.69 mg m⁻² hr⁻¹으로 비슷한 발생량을 보였다. 혐기성 처리구의 경우는 참깨대 biochar가 주입된 처리구가 3.67 mg m⁻² hr⁻¹으로 가장 낮은 발생량을 보였다.

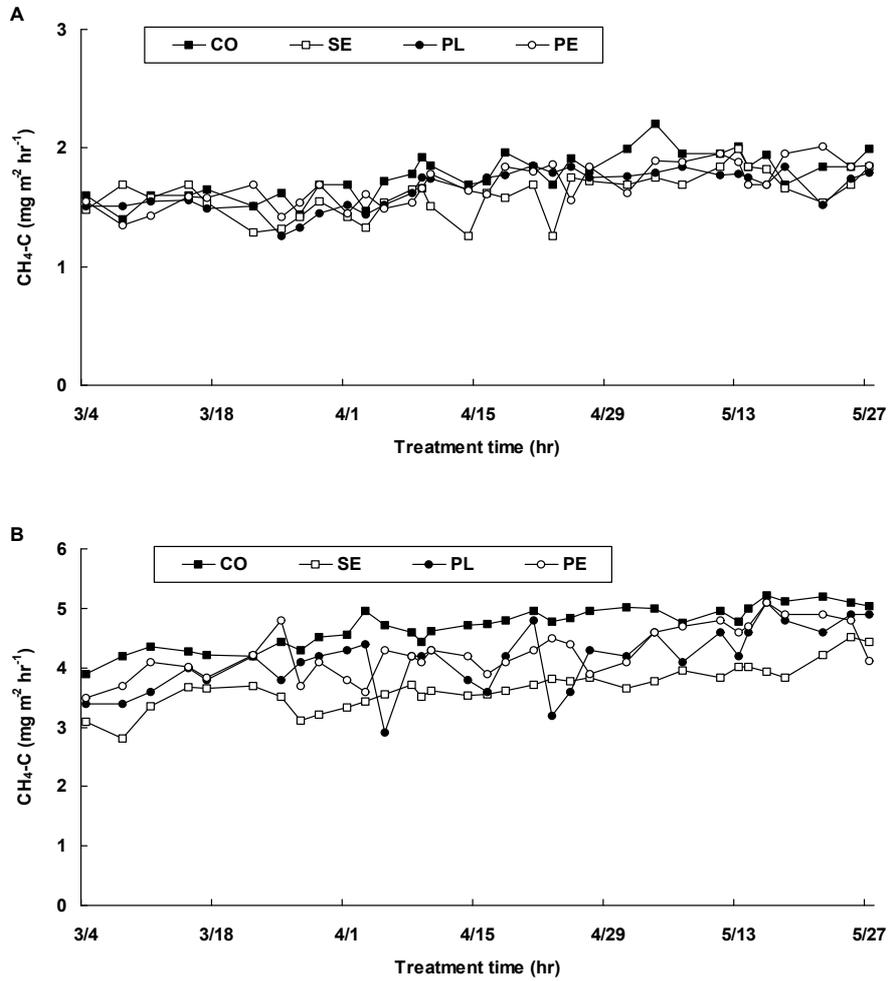


Fig. 3-206. 소형 인공습지 하수처리장에서 장기간 CH₄ 발생량 모니터링.
A : Aerobic bed, B : Anaerobic bed

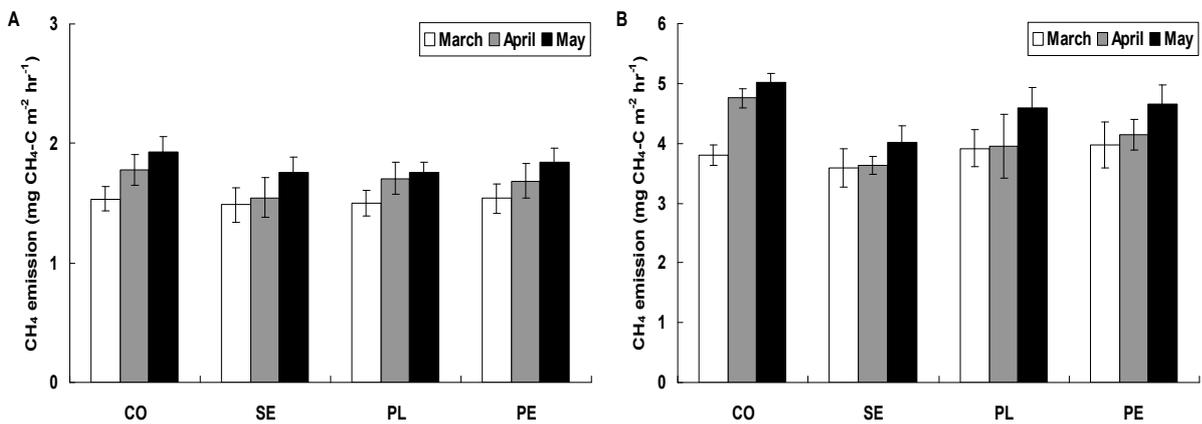


Fig. 3-207. 소형 인공습지 하수처리장에서 월별 CH₄ 발생량.

소형 인공습지 하수처리장에서 장기간 N₂O 발생량은 Fig. 3-208에서 보는 것과 같이 왕사만 주입된 호기성조의 경우 0.31-0.61 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 호기성조는 0.29-0.51 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 0.21-0.55 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 호기성조는 0.30-0.55 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 왕사만 주입된 혐기성조의 경우 0.19-0.49 mg m⁻² hr⁻¹범위였다. 이에 왕사와 참깨대 biochar가 혼합된 혐기성조는 0.11-0.42 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 0.11-0.43 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 가지 biochar가 혼합된 혐기성조는 0.18-0.48 mg m⁻² hr⁻¹범위였다.

각 처리구별 월별의 결과는 Fig. 3-209에서 보는 것과 같다. 호기성조의 각 처리구별 3월, 4월 및 5월에 발생된 평균 N₂O의 발생량은 왕사의 경우 각각 0.34, 0.43 및 0.52 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 참깨대 biochar가 혼합된 경우 0.33, 0.35 및 0.43 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 biochar가 혼합된 경우 0.33, 0.32 및 0.46 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 biochar가 혼합된 경우 0.34, 0.39 및 0.47 mg m⁻² hr⁻¹로서 모든 처리구에서 시기가 증가함에 따라 N₂O 발생량은 증가하는 경향이였다. 이는 시간별 측정결과와 같이 온도가 상승함에 따라 N₂O의 발생량은 증가하는 것으로 판단된다. 혐기성조의 각 처리구별 3월, 4월 및 5월에 발생된 평균 N₂O 발생량은 왕사의 경우 각각 0.24, 0.36 및 0.45 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 참깨대 biochar가 혼합된 경우 0.21, 0.22 및 0.30 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 플라타나스 biochar가 혼합된 경우 0.23, 0.27 및 0.36 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 감나무 biochar가 혼합된 경우 0.24, 0.28 및 0.39 mg m⁻² hr⁻¹로서 모든 처리구에서 시기가 증가함에 따라 N₂O 발생량은 증가하는 경향이였다.

호기성조와 혐기성조의 N₂O 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 발생하였고, 처리조건별로는 호기성조에서는 왕사가 0.43 mg m⁻² hr⁻¹로 가장 많은 발생량을 보였고, 다른 처리구는 0.36-0.39 mg m⁻² hr⁻¹으로 비슷한 발생량을 보였다. 혐기성 처리구의 경우는 참깨대 biochar가 주입된 처리구가 0.24 mg m⁻² hr⁻¹으로 가장 낮은 발생량을 보였다.

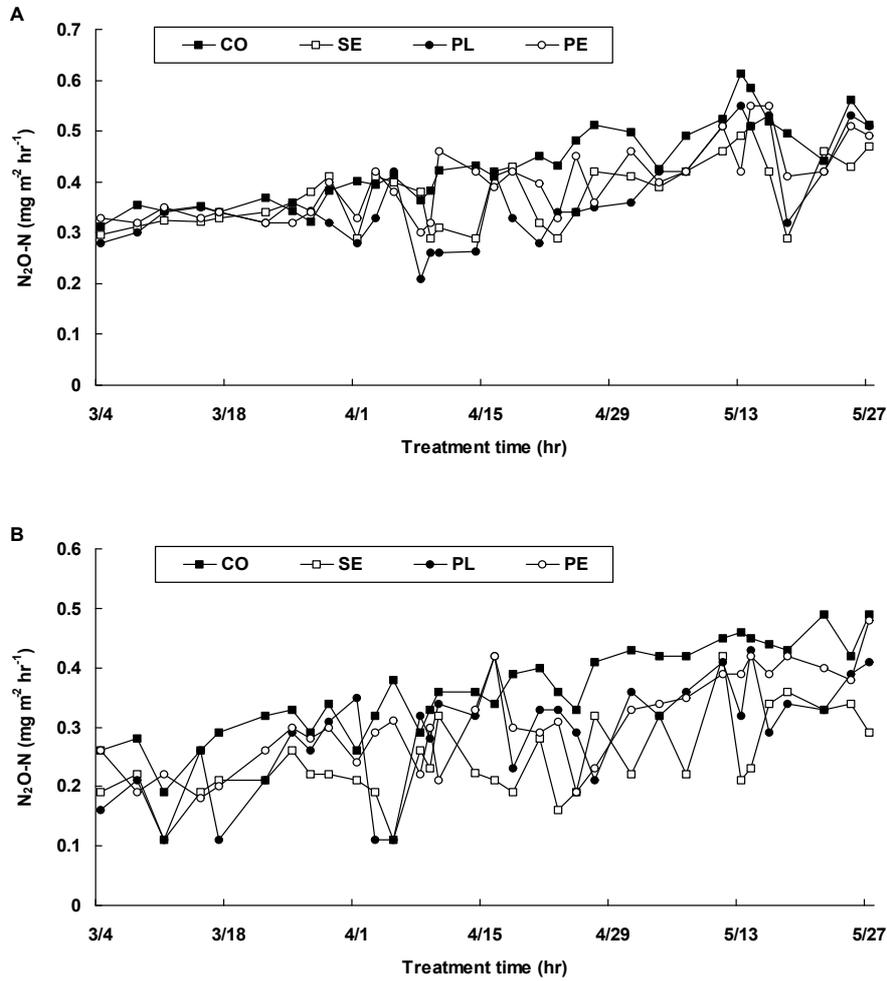


Fig. 3-208. 소형 인공습지 하수처리장에서 장기간 N_2O 발생량 모니터링.

A : Aerobic bed, B : Anaerobic bed

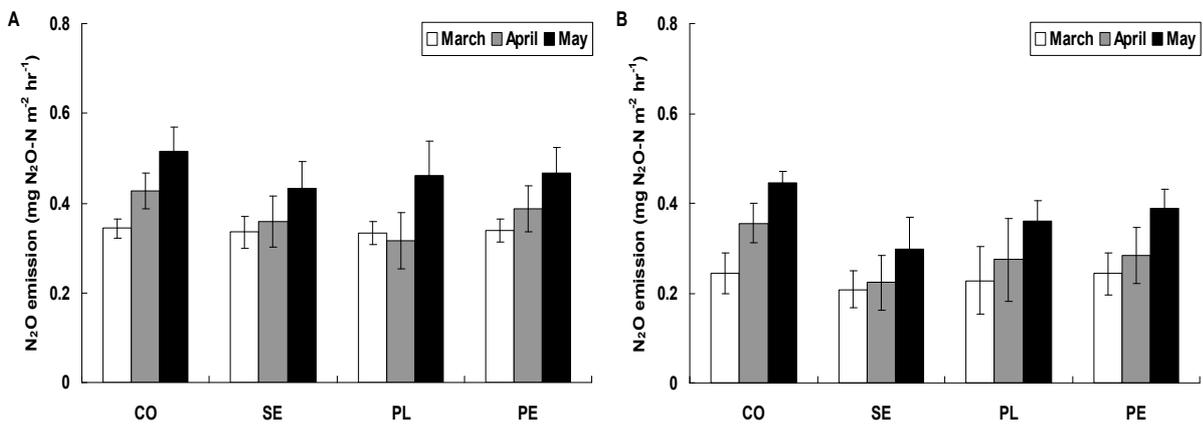


Fig. 3-209. 소형 인공습지 하수처리장에서 월별 N_2O 발생량.

(3) 소형 인공습지에서 환경정화형 biochar의 온실가스 저감효율 평가

소형 인공습지 하수처리장에서 환경정화용 biochar 사용시 온실가스 저감효율을 평가하기 위해 각 처리조별 및 여재조건별로 발생한 CO₂, CH₄ 및 N₂O를 종합적으로 나타내기 위하여 CO₂, CH₄ 및 N₂O 발생량을 지구온난화 지수로 환산하였다. 소형의 호기성조 및 혐기성조에서 여재조건별 발생량 온실가스 3개월간의 평균 총량은 Fig. 3-210에서 보는 것과 같다. 호기성조에서 온실가스 발생량은 왕사 > 감나무 > 참깨대 > 플라타나스 순이었으며, 혐기성조의 경우는 왕사 > 감나무 > 플라타나스 > 참깨대 순이었다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 습지에서의 biochar의 적용은 온실가스를 저감할 수 있는 여재인 것으로 판단된다.

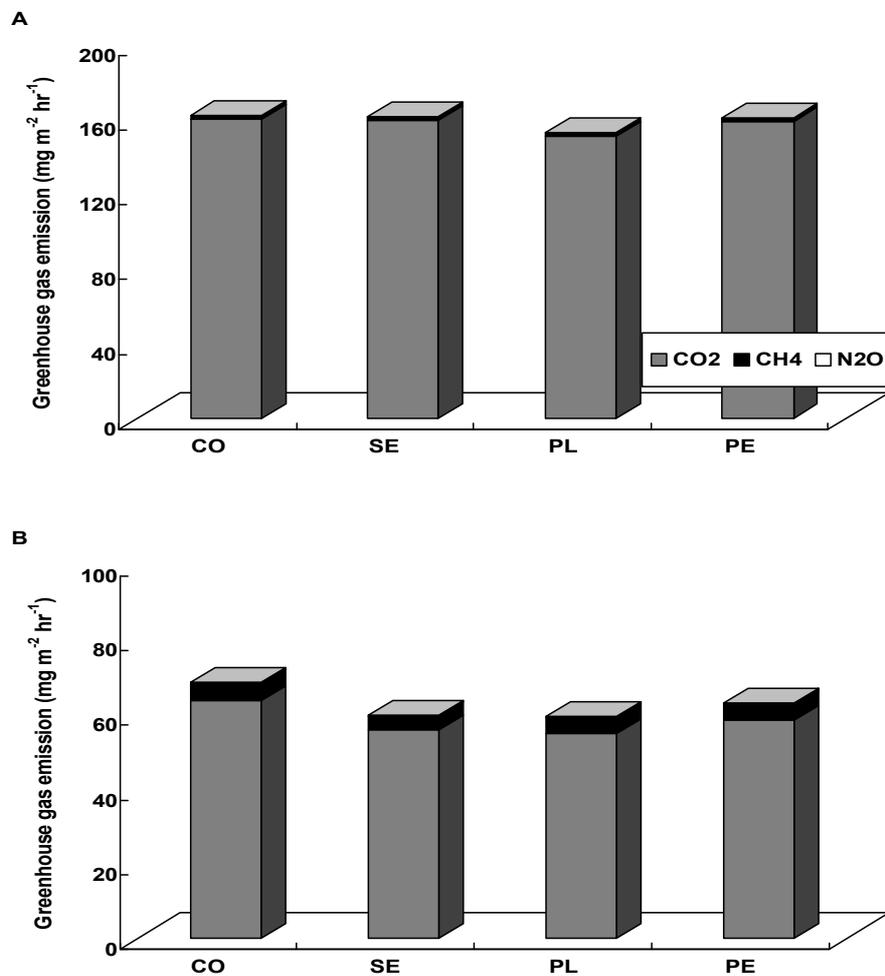


Fig. 3-210. 소형 인공습지 하수처리장에서 처리조별 3개월간 평균 온실가스 배출량.

CO : Coarse sand, SE : Sesame straw, PL : Platanus branch,
PE : Persimmon branch A : Aerobic bed, B : Anaerobic

Fig. 3-211은 소형 인공습지 하수처리장치에서 발생된 온실가스를 100%으로 하였을 때, CO₂, CH₄, N₂O의 처리조에 따른 상대적인 기여도를 나타낸 것이다. 그 결과 호기성조에서는 CO₂와 N₂O의 발생량이 많은 비중을 차지하고 있었고, 여재조건별로 보았을 때 biochar의 사용은 호기성조에서 CO₂ 저감효과가 미흡한 것으로 판단된다. 이는 호기성 조건에서 산소가 더 원활하게 공급하게 함으로서 호기성 미생물을 생육 및 활성을 촉진시킴으로서 그로 인해 발생하는 CO₂의 발생량은 더 증가된 것으로 판단된다. 혐기성조의 상대적인 온실가스의 기여도를 보면 혐기성조의 경우 CH₄가 가장 높은 기여도를 나타내는 것을 확인할 수가 있다. 인공습지 혐기성조에서의 biochar의 사용은 왕사만 주입한 처리구에 비해 CH₄의 함량을 저감하는 효과가 충분히 있는 것을 확인할 수 있었다.

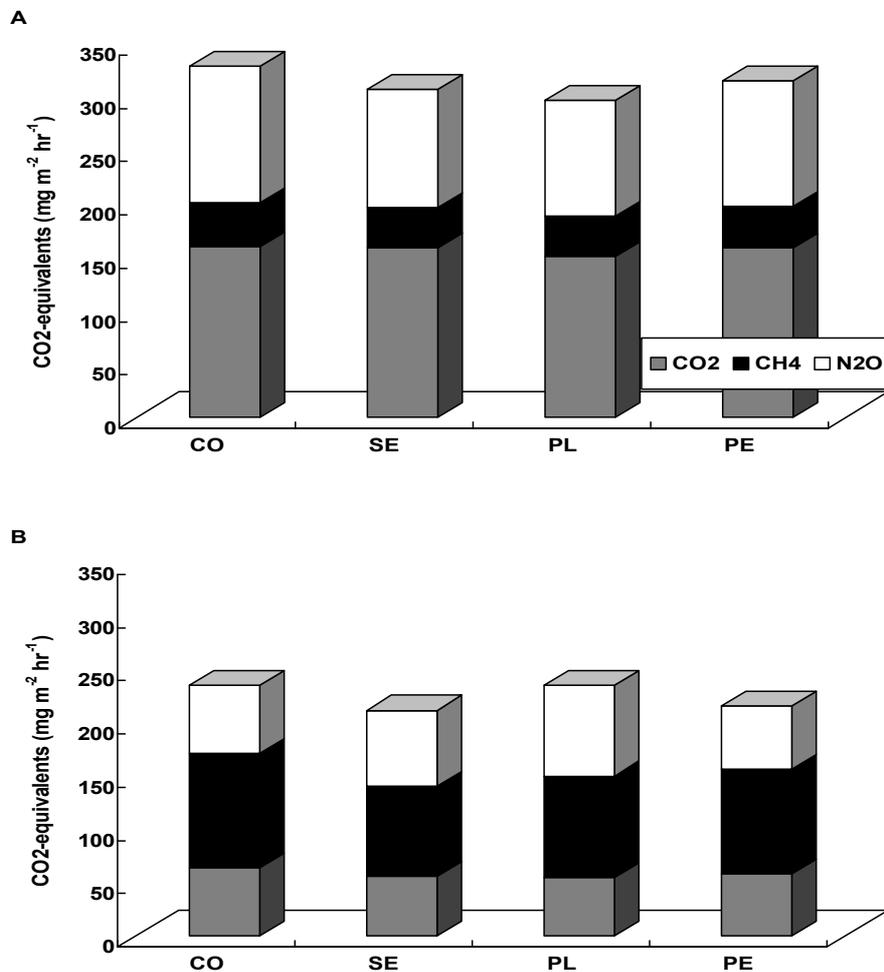


Fig. 3-211. 소형 인공습지 하수처리장에서 총 온실가스 발생량에 대한 CO₂, CH₄, N₂O의 상대적인 기여도.

CO : Coarse sand, SE : Sesame straw, PL : Platanus branch,

PE : Persimmon branch A : Aerobic bed, B : Anaerobic

이상의 결과를 종합적으로 검토해 볼 때, biochar의 사용여부에 따른 온실가스 저감효율 결과는 Fig. 3-212에서 보는 것과 같다. 호기성조의 경우 왕사에 비해 농림부산물 biochar가 혼합됨에 따라 온실가스 발생량은 저감되었으며, 참깨대, 플라타나스, 감나무 biochar의 저감효율은 각각 6.6, 9.6, 4.1%으로 호기성조에서는 플라타나스가 가장 높은 저감효율을 보였고, 혐기성조의 경우는 각각 24.1, 15.6, 11.4%으로 참깨대 biochar가 다른 biochar에 비해 높은 저감효율을 보였다. 전제 습지에서 온실가스 저감 효율은 참깨대 biochar 주입된 인공습지가 30.6%으로 가장 높은 저감효율을 보였다. 본 연구결과 biochar는 모두 왕사만 주입했던 인공습지에 비해서 온실가스 저감효율이 뛰어난 것을 확인할 수 있었다. 이에 여러종류의 biochar의 혼합해서 사용하는 것도 가능 할 것으로 판단된다. 또한 더불어 기능성 biochar로 인하여 처리하기 어려운 질소 및 인을 처리함으로 수질정화효과 향상도 기대할 수 있어 습지에 활용할 수 있는 여재로 충분한 가치가 있을 것으로 판단된다.

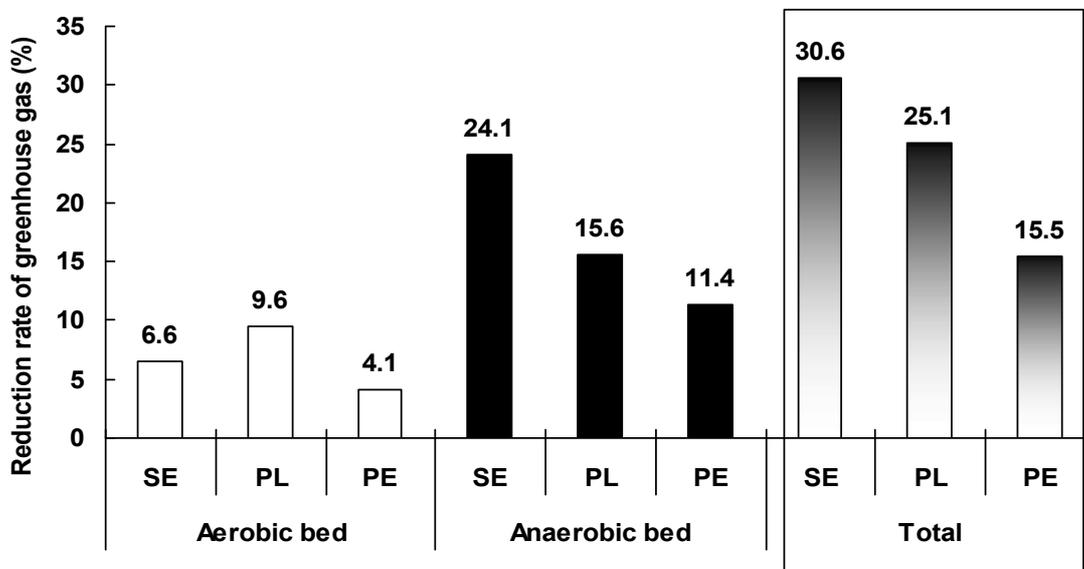


Fig. 3-212. 소형 인공습지 하수처리장에서 각 처리조건별 온실가스 저감효율.

SE : Sesame straw biochar, PL : Platanus branch biochar,

PE : Persimmon branch biochar

4) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 구축

가) 겨울철 고사되는 수생식물 활용방법 구명

(1) 수생식물을 이용한 biochar 제조방법 확립

(가) 수율

열분해 온도에 따른 수생식물 biochar의 수율은 Fig. 3-213~3-214에서 보는 것과 같다. 열분해 온도 300℃ 이하에서 급격히 감소하는 경향이었고, 온도가 400℃ 부터는 감소폭이 낮았다. 600℃에서 갈대 및 노랑꽃 창포 biochar의 수율은 각각 21.6 및 26.1%로 노랑꽃창포 biochar 수율이 약간 높았다. Ahmad et al. (2012)의 연구결과에서 300-700사이에서 biochar의 수율은 37-22%라고 보고하였는데, 본 연구결과와 유사한 경향이였다. Uchimiya et al. (2011)의 연구결과에 따르면 400℃ 이하의 온도의 biochar 수율은 biomass 내에 휘발성 유기물과 비응축성 기체 (CO₂, CO, H₂ 및 CH₄),의 손실로 인하여 급격히 감소한다고 보고하였으며, Keiluweit et al. (2010)의 연구결과에서는 초기 biomass의 탈수반응으로 인하여 biochar의 수율은 급격히 감소한다고 보고하였다.

열분해 온도에 따른 biochar의 비표면적 결과 열분해 온도가 300-500℃에서는 열분해 온도가 증가함에 따라 약간 증가하는 경향이었는데 온도가 600℃에서는 급격히 증가하는 경향이였다. 일반적으로 비표면적은 열분해 온도가 증가함에 따라 휘발성 물질이 제거되기 때문에 증가되고, 그로 인하여 비표면적이 증가하게 된다고 알려져 있다 (Lee et al., 2010).

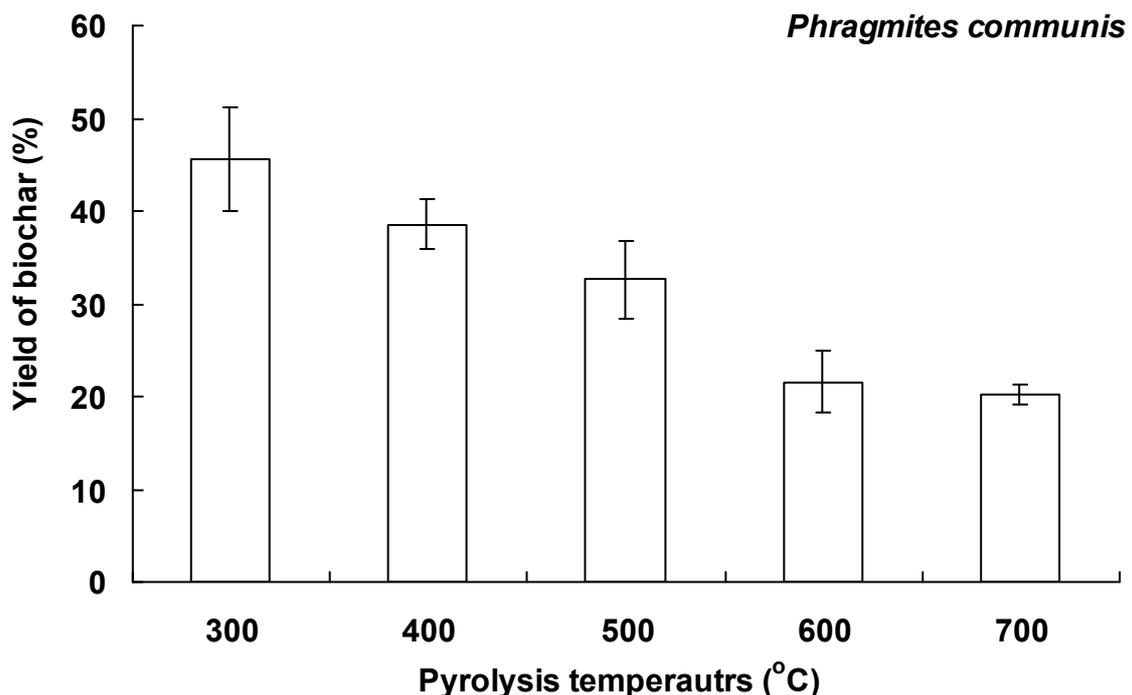


Fig. 3-213 환경정화용 biochar제조장치에서 열분해 온도별 갈대 biochar의 수율.

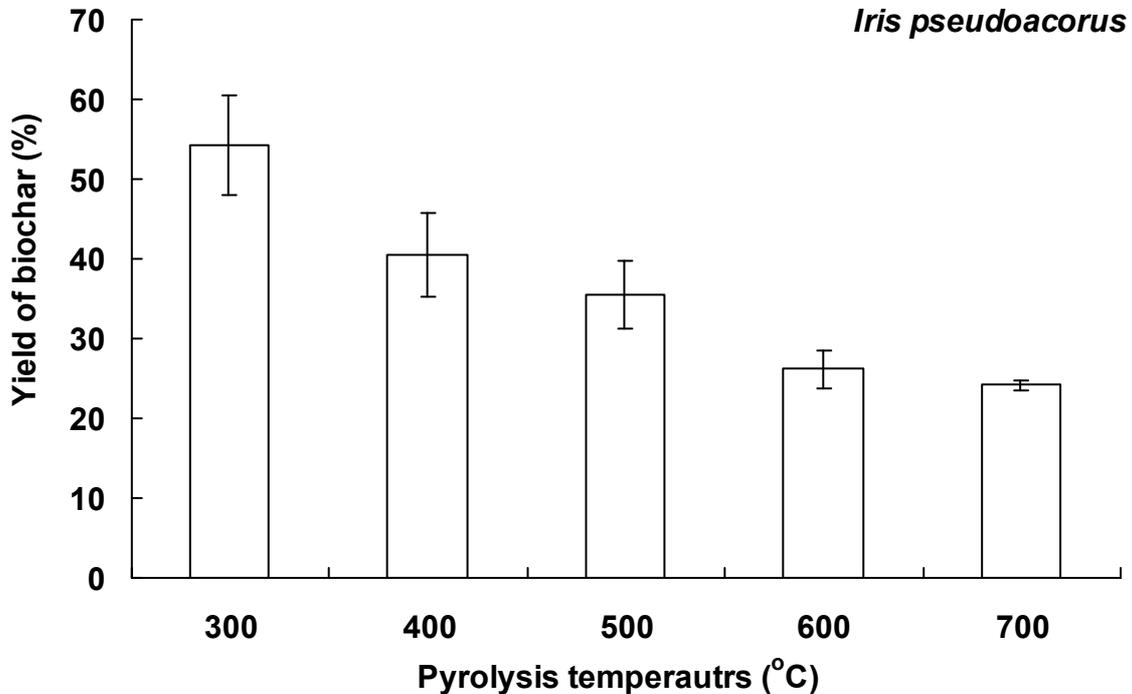


Fig. 3-214. 환경정화용 biochar제조장치에서 열분해 온도별 노랑꽃창포 biochar의 수율.

(나) C 및 O 함량

열분해 온도 (300, 400, 500, 600 및 700°C)에 따른 수생식물 biochar의 탄소 및 산소함량은 Fig. 3-215와 같다. 수생식물 biochar의 열분해 온도별 원소함량은 탄소의 경우 열분해 온도가 증가됨에 따라 증가하였으며, 갈대 및 노랑꽃창포를 600°C에서 제조된 biochar의 탄소 함량은 각각 79.3 및 75.1%로 biochar를 구성하는 원소 대부분은 탄소로 구성되어 있는 것을 알 수가 있었다. 또한 산소 함량은 온도가 증가함에 따라 감소하는 경향이였다. 이와 같은 결과는 다른 부산물을 이용하여 제조된 biochar에서도 동일한 결과를 보였다 (Chen et al., 2008; Keiluweit et al., 2010; Lian et al., 2011; Uchimiya et al., 2011). 일반적으로 biochar가 열분해 온도가 증가함에 따라 탈수 및 탄산소 반응이 일어난다는 것을 알 수 있다 (Ahmad et al., 2014). 열분해 온도별 제조된 biochar의 molar H/C 및 O/C결과를 바탕으로 van Krevelen diagram을 그려보면 열분해 온도가 증가하게 되면 과수전정지 biochar는 탈수되고 탈중합되는 것을 명확히 관찰할 수가 있다. Keiluweit et al. (2010)의 연구결과에서 따르면 열분해 온도가 증가함에 따라 식물성 biomass 내의 리그닌과 셀룰로오스가 탈수 반응과 탈중합 반응을 한다고 보고되어진 바 있다. 하지만 조류분뇨나 하수슬러지로 제조된 biochar의 경우는 리그닌이나 셀룰로오스가 존재하기 않기 때문에 탈중합과 같은 결과는 나타나지 않지 않는다 (Ahmad et al., 2014).

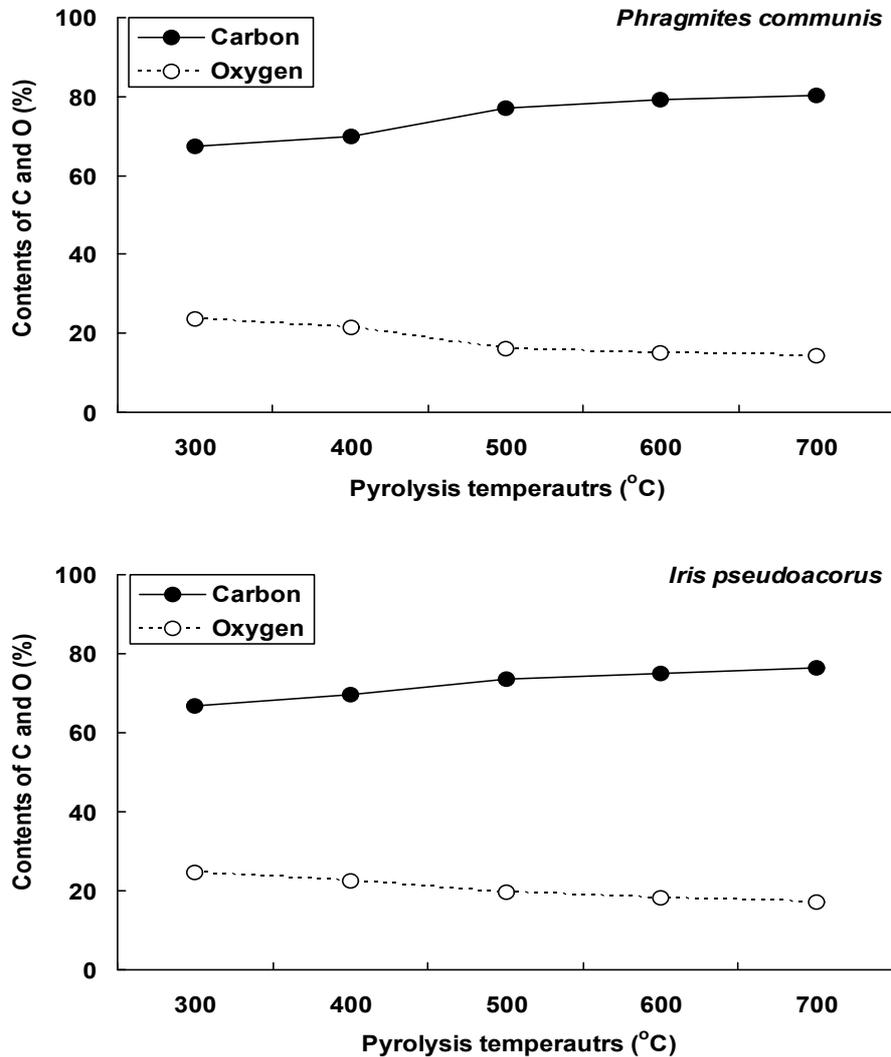


Fig. 3-215. 열분해 온도별 갈대 및 창포 biochar의 C 및 O 함량.

(다) pH 및 표면적

수생식물로 제조된 biochar의 pH는 Fig. 3-216 에서 보는 것과 같이 열분해 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향이었으며, 최종 700°C에서 갈대 및 노랑꽃창포의 pH는 각각 8.3 및 9.4 이었다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 700°C에서 제조된 biochar의 경우는 수계에 pH에 영향을 미칠 것으로 판단된다. 특히 자연정화시스템의 가장 효과적인 처리방법은 미생물 이용한 유기물 분해과정과 탈질과정이 주요한 과정으로서 pH 증가시 미생물의 생육이 저하되어 유기물 및 질소의 처리효율이 낮아질 것으로 판단된다.

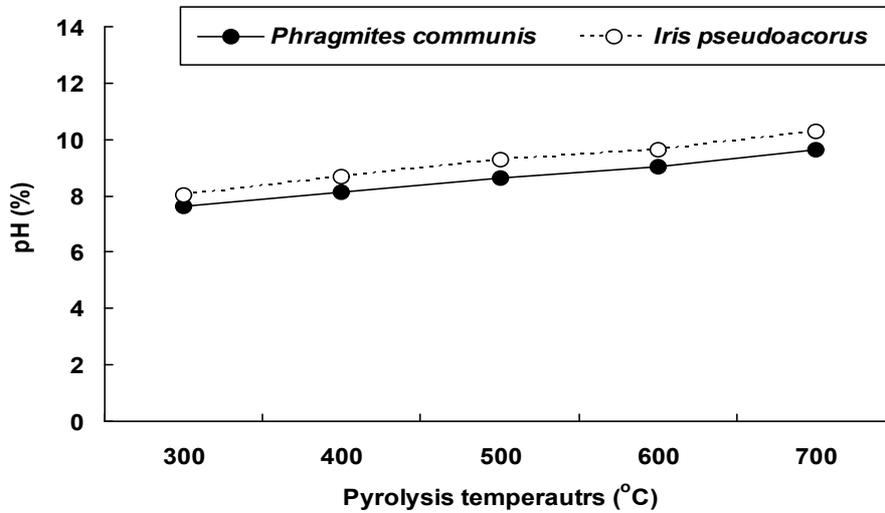


Fig. 3-216. 열분해 온도별 갈대 및 창포 biochar의 pH.

수생식물로 제조된 biochar의 비표면적은 온도가 증가함에 따라 증가하는 경향으로 300-500°C까지는 약간 증가하는 경향이었으나 600°C부터는 비표면적이 급격하게 증가하는 것을 확인할 수가 있다. 일반적인 유기물의 분해는 550°C에서 이루어지게 되는데 본 연구결과에서 유기물의 구성원인 탄소를 제외한 모든 원소들이 분해나 휘산됨에 따라 biochar의 비표면적이 급격히 증가한 것으로 판단된다. 또한 700°C에서 비표면적은 600°C와 비교했을 때 별 다른 차이없이 유사한 경향으로 수생식물의 흡착 및 정화를 위한 biochar 최적 열분해 온도는 600°C일 것으로 판단된다.

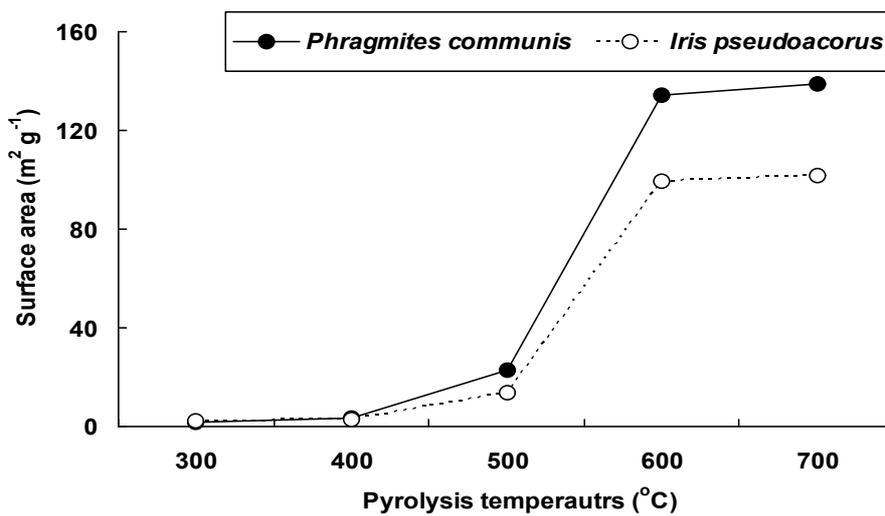


Fig. 3-217. 열분해 온도별 갈대 및 창포 biochar의 비표면적.

(2) 수생식물로 제조된 biochar의 중금속 흡착특성

갈대 biochar의 Cu 및 Cd 경쟁흡착특성을 조사하기 위해 Cu 및 Cd 용액을 단일 및 이성분으로 구분하여 조제한 후 농도별로 주입하여 흡착실험 한 후 용액 중 남아있는 Cu 및 Cd의 농도를 측정하여 biochar(흡착제)의 단위 g당 흡착된 Cu 및 Cd의 흡착량과 평형상태에서 용액 중 남아있는 Cu 및 Cd의 농도를 측정한 결과는 Fig. 3-218과 같다. Cu 및 Cd 모두 단일 상태의 흡착량이 이성분 상태일 때의 흡착량에 비해 높았다. 단일 및 이성분 용액에서의 Cu 및 Cd의 흡착량은 단일 용액에서는 Cd가 Cu에 비해 높았으나, 복합 용액에서는 Cu가 Cd에 비해 높았다.

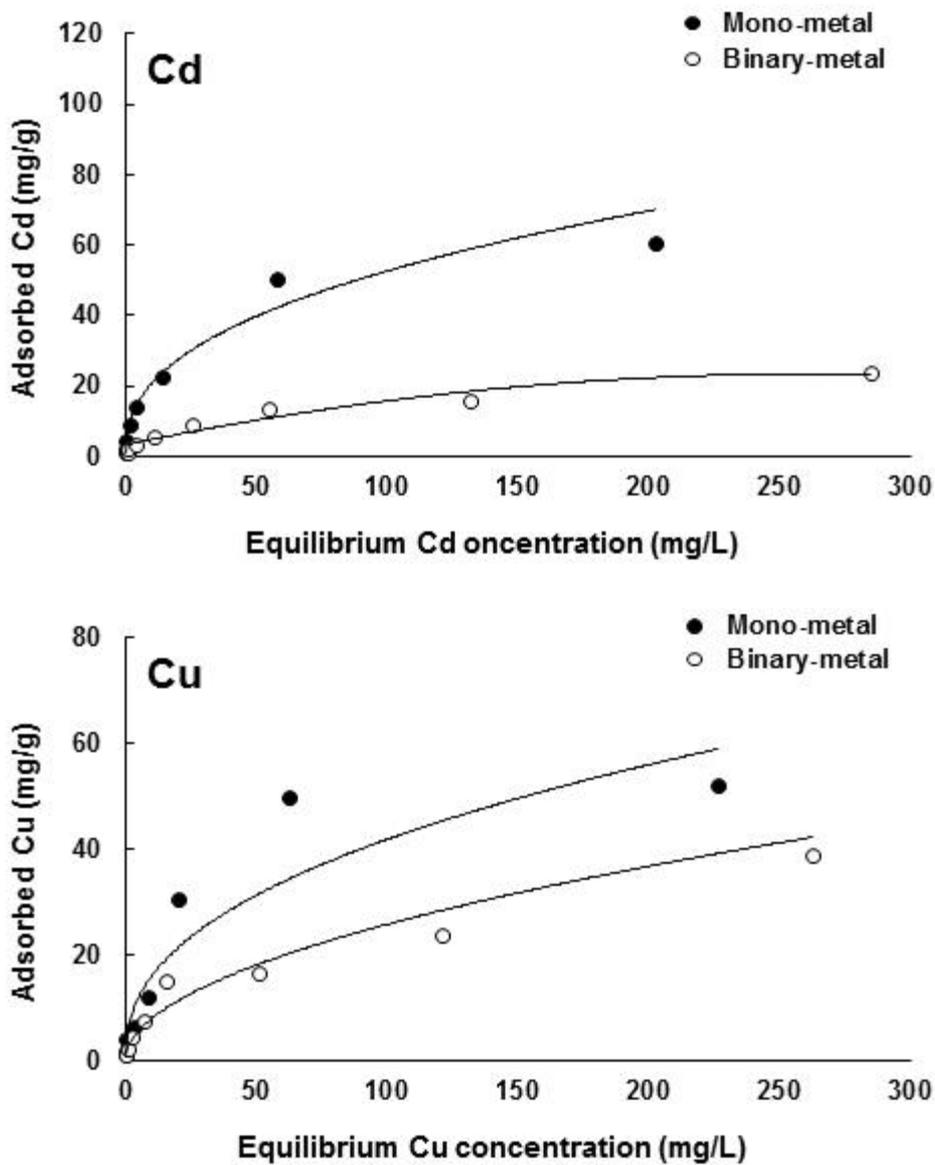


Fig. 3-218. 단일 및 이성분 용액내에서 갈대 Biochar의 평형농도에 대한 흡착량.

위의 그래프를 이용하여 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 적용하여 Freundlich 등온흡착식에서는 흡착능(K) 및 흡착강도($1/n$)를 구하였고, Langmuir 등온흡착식에서는 최대흡착능(a) 및 결합세기(b)를 구하였다.

Freundlich 등온흡착식을 이용한 Cu 및 Cd의 흡착능(K)는 단일 용액일 때 각각 6.04 및 8.13이었으며, 이성분 용액일 때는 각각 2.41 및 1.63로 단일 용액에서는 Cd의 흡착능이 Cu의 흡착능에 비해 높았으나, 이성분 용액에서는 Cu 흡착능이 Cd 흡착능에 비해 높은 경향으로 단일과 이성분 용액에서의 상대적인 흡착능은 상반되는 결과를 보였다(Fig. 3-219 및 Table 3-35).

갈대 biochar의 중금속에 대한 흡착강도($1/n$)는 0.4055-0.5137의 범위였다. 흡착강도($1/n$)값이 1 보다 클 경우에는 S형 등온 흡착특성을 갖게 되며, 1보다 적을 경우 L형의 등온흡착특성을 갖게 되고 1 일 경우에는 C형의 등온흡착특성을 갖는 것으로 알려져 있다 (Weber와 Miller,1989). 본 연구결과에서 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 biochar의 흡착강도는 1 이하로 모두 L형의 등온흡착식으로 판단 할 수 있었다. L형 흡착등온선은 일반적으로 흡착제의 흡착지점에 대해 용매와 흡착질간의 경쟁이 강하지 않고 흡착질이 흡착제의 표면에 단층(monolayer)으로 흡착하는 경우에 나타나는 것으로 알려져 있다(Na et al., 2011; Park et al., 2014). Langmuir 등온흡착식을 이용한 Cu 및 Cd의 최대흡착능(a)은 단일 용액일 때 Cd(62.5 mg/g)가 Cu(54.9 mg/g)에 비해 높은 반면, 이성분 용액일 때 Cu(39.5 mg/g)가Cd(24.5 mg/g)에 비해 높았다(Fig. 3 및 Table 2).

Table 3-35. 단일 및 이성분 용액내에서 갈대 Biochar의 최대흡착량

Metals	condition	Freundlich adsorption isotherm Equation			Langmuir adsorption isotherm Equation		
			K^{\dagger}	$1/n^{\ddagger}$		a^{\S}	b^{\P}
Cd	Mono-metal	$y = 0.4055x+0.9101$ ($r=0.9884^{**}$)	8.1302	0.4055	$y = 0.0160x+0.1413$ ($r=0.9929^{**}$)	62.6	0.1132
	Binary-metal	$y = 0.4940x+0.2130$ ($r=0.9833^{**}$)	1.6330	0.4940	$y = 0.0408x+1.3300$ ($r=0.9786^{**}$)	24.3	0.0306
Cu	Mono-metal	$y = 0.4202x+0.7812$ ($r=0.9791^{**}$)	6.0423	0.4202	$y = 0.0182x+0.2250$ ($r=0.9909^{**}$)	54.9	0.0809
	Binary-metal	$y = 0.5137x+0.3832$ ($r=0.9851^{**}$)	2.4166	0.5137	$y = 0.0253x+0.8224$ ($r=0.9579^{*}$)	39.5	0.0307

† K: adsorption capacity of heavy metal.

‡ $1/n$: an empirical parameter related to the intensity of sorption.

§ a: maximum adsorption capacities of heavy metal (mg/g).

¶ b: binding strength constant of heavy metal.

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

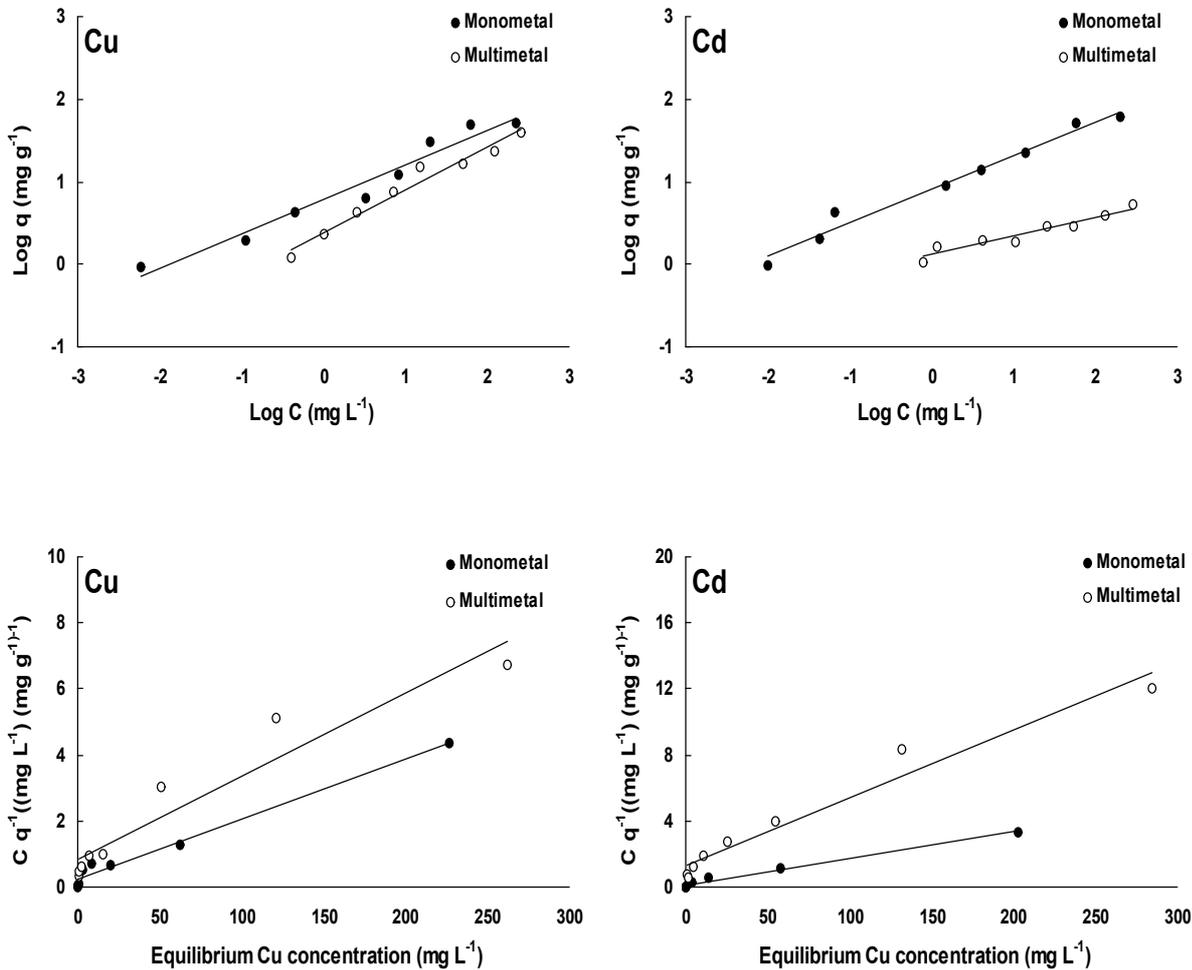


Fig. 3-219. Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식에 의한 단일 및 이성분 용액에서 갈대 biochar의 중금속 흡착능.

Batch실험에서 Cu 및 Cd의 단일 용액에 대한 최대흡착능과 이성분 용액일 때의 최대흡착능의 결과를 이용하여 이성분 용액에서의 구리 및 카드뮴의 저감효율을 비교한 결과 Fig. 3-220에서 보는 바와 같이 Cd는 61% 감소하였고, Cu는 28% 감소하였다.

Freundlich와 Langmuir 등온흡착식은 모두 동일한 경향으로 단일 용액에서는 Cd의 흡착능이 Cu의 흡착능에 비해 높았으나, 이성분 용액에서는 Cu의 흡착능이 Cd의 흡착능에 비해 높았다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, Cd는 경쟁 이온이 없는 단일 용액에서는 흡착제에 대해 높은 흡착능을 보였으나, 이성분 용액에서는 경쟁관계인 Cu에 의해 상대적으로 흡착능이 감소한 것으로 판단된다.

Mohapatra와 Anand(2010) 및 McBride 등(2000)은 흡착제의 중금속에 대한 선택성은 몇 가지 요소에 의해 결정된다고 보고하였다. 흡착물질로의 흡착에 있어 중금속 성분의 상대적인

선택성은 이온반경, 원자량, 전기음성도, 가수분해상수, softness 등의 중금속 특성과 흡착물질의 물리·화학적 특성에 영향을 받는 것으로 보고하였다. 중금속 흡착실험에서 Pb와 Cu에 대한 흡착의 선택성은 Cd, Ni 및 Zn에 비해 뚜렷하게 높은 것으로 보고하였으며(Covelo *et al.*, 2007; Usman, 2008), Veeresh 등(2003)은 토양으로 중금속 흡착의 선택성은 중금속 성분의 가수분해상수(hydrolysis constant)와 밀접하게 관련되어 있는 것으로 보고하였다. 즉, 중금속의 흡착특성은 중금속의 가수분해 생성물(MOH⁺)의 흡착에 영향을 받으며 이러한 착화합물은 금속 양이온들보다 더 강하게 흡착되므로 가수분해가 잘 일어나는 중금속일수록 흡착의 선택성이 커지게 된다. 본 연구에 사용된 중금속인 Cu 및 Cd의 pKa 값은 각각 7.7 및 9.0이었으며, 전기음성도의 경우, Cu(2.00)가 Cd(1.69)에 비해 높았다. Saha 등(2002) 연구결과에 따르면, 복합 중금속 용액에서 각 중금속의 농도가 낮을 때에는 흡착제에 대해 복합용액내의 중금속 모두가 흡착능이 높으나, 각 중금속의 농도가 높을 때에는 흡착제에 대한 각 중금속의 흡착능은 경쟁관계에 의해 중금속이 흡착능이 떨어진다고 보고하였다. Fontes와 Comes(2003)의 연구결과에 따르면 중금속 복합 용액내에 Cu와 Cd가 공존할 경우 Cd의 흡착능은 단일 용액에서의 흡착능에 비해 떨어진다고 보고하였는데, 본 연구결과와 동일한 경향이였다.

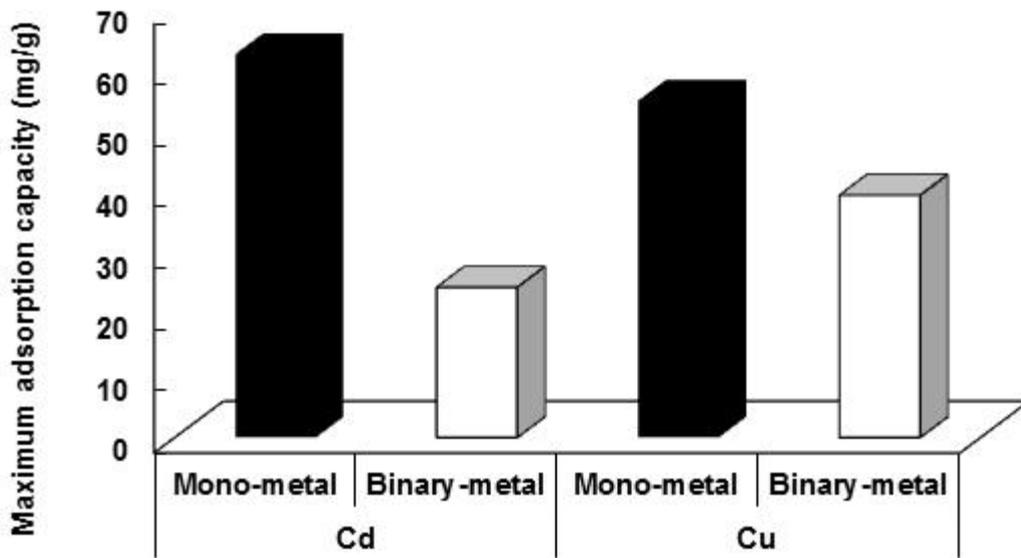


Fig. 3-220. 단일 및 이성분 용액에서의 Cd 및 Cu의 최대흡착량.

갈대 biochar에 대한 중금속 흡착능력을 예측하기에 적합한 최적 등온흡착식을 선정하기 위해 Table 2로부터 도출한 Freundlich와 Langmuir 등온흡착 일반식을 실제 흡착결과에 적용하였다. 갈대 biochar의 실제 흡착량과 Freundlich와 Langmuir 등온흡착 일반식을 Fig. 3-221에 나타내었다. 갈대 biochar의 Cu 및 Cd 흡착량은 전반적으로 Langmuir 등온흡착식이 Freundlich 등온흡착식에 비해 잘 일치하였다. Lee와 Jang(2004) 및 Choi 등(2013)의 연구결과에 따르면, 두 등온흡착식을 비교하면 Langmuir 등온흡착식의 경우는 표면전하의 영향을 고려하지 못할 뿐만 아니라 그 복잡성으로 인하여 Freundlich 등온흡착식에 비하여 선호성이 떨어진다. 하지만 Langmuir 등온식은 흡착제의 물리·화학적 특성, 흡착능 및 적용성 등의 인자들을 포함하고 있다는 이론적인 면에서는 Freundlich 등온흡착식 보다 더 선호된다고 보고하였다. 몇몇 연구자들의 연구결과도 본 연구결과와 동일한 경향으로 biochar의 중금속에 대한 흡착모델은 Langmuir 등온흡착식이 Freundlich 등온흡착식에 비해 일치한다고 보고된 바 있다 (Chen *et al.*, 2011; Ding *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2014).

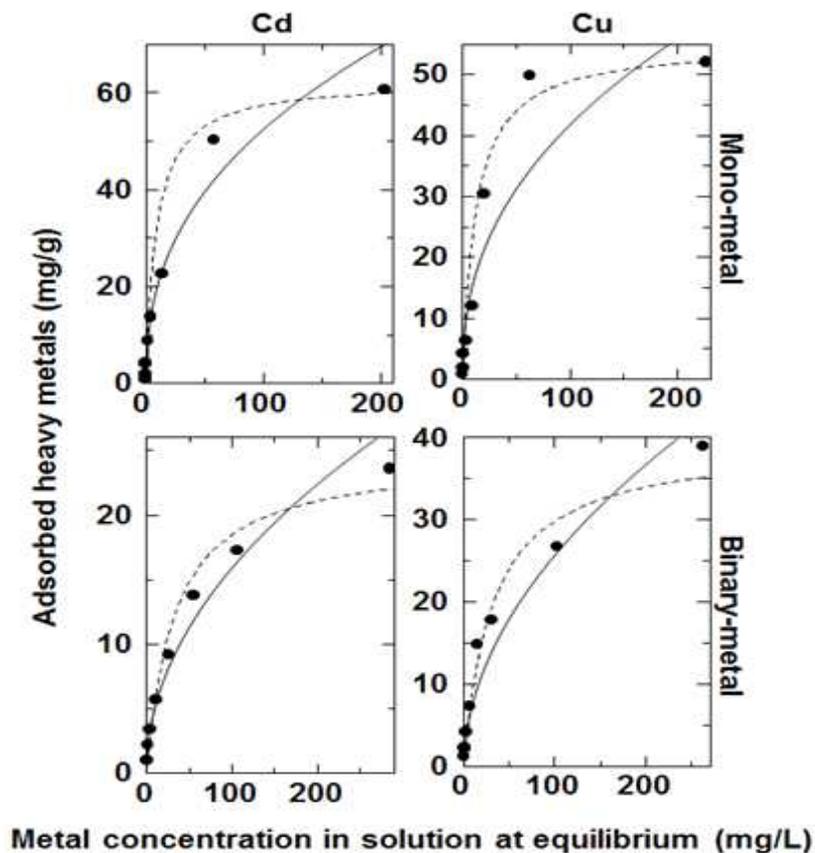


Fig. 3-221. 갈대 biochar의 중금속 최적등온흡착식.

●: Experimental data; —: Langmuir equation; - - -: Freundlich equation.

Column실험에서 단일 및 이성분 용액에 대한 biochar의 Cu 및 Cd 처리경향을 조사한 결과는 Fig. 3-222에서 보는 것과 같다. 칼럼내에서 Cu 및 Cd의 파괴점은 단일 용액에서 각각 14일 및 19일이었으며, 이성분 용액에서는 각각 11일 및 2일이었다. 단일 용액의 경우 Cu 및 Cd 모두 초기에는 안정적인 농도를 보였으나, 이성분 용액에서는 Cu는 초기 10일까지는 안정적인 농도를 보였으나, Cd의 경우는 주입초기부터 유출되는 농도가 급격하게 증가하였다.

칼럼내에서 Cu 및 Cd의 포화점은 단일 용액에서 각각 21일 및 22일이었으며, 이성분 용액에서는 각각 15일 및 8일이었다.

이상의 결과를 미루어볼 때, column실험에서 갈대 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd 처리경향은 단일 용액일 때가 이성분 용액일 때 보다 효과적인 처리를 보였으며, 단일 용액일 때는 Cd의 제거량이 Cu의 제거량에 비해 높았으나, 이성분 용액일 때는 Cu의 제거량이 Cd의 제거량에 비해 높았다. Xue 등(2012)의 땅콩 껍질을 이용한 biochar의 경쟁흡착에 대한 연구 결과에서도 본 연구결과와 동일한 경향으로 Cu 및 Cd 이성분 용액에서 Cu의 제거량이 Cd의 제거량에 비해 높다고 보고된 바 있다.

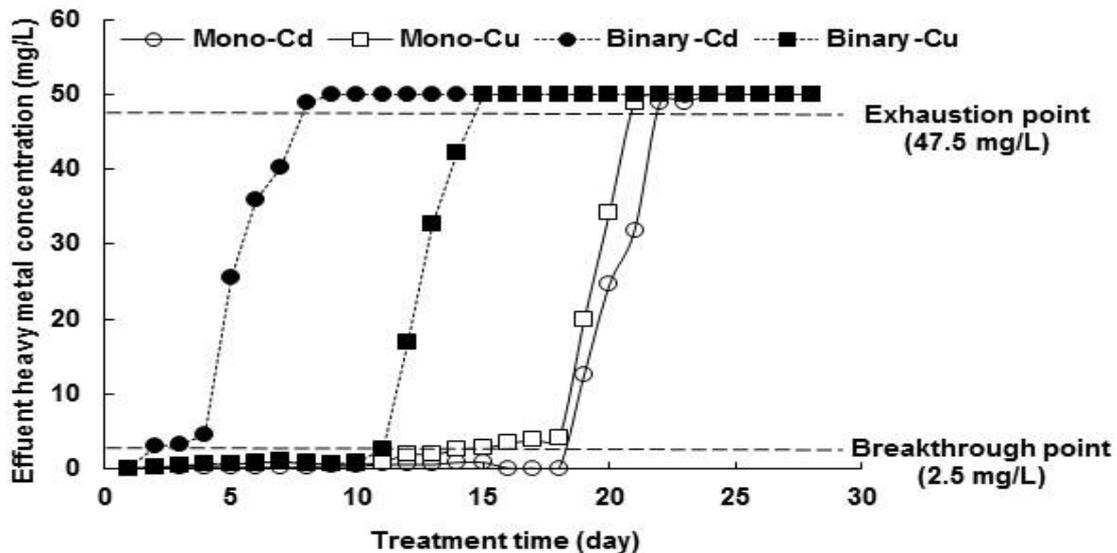


Fig. 3-222. Column실험에서 단일 및 이성분 용액에 대한 biochar의 Cu 및 Cd 처리경향.

Column실험에서 갈대 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd의 최대흡착능의 결과를 이용하여 이성분 용액에서의 Cu 및 Cd의 저감효율을 비교한 결과 Fig. 3-223에서 보는 바와 같이 Cd는 77% 감소하였고, Cu는 25% 감소하였다. Cu의 중금속 흡착능력은 batch와 column 실험 모두에서 경쟁흡착시 비슷한 수준으로 흡착능력이 감소되었으나, Cd는 column 실험에서 경쟁흡착시 흡착능력의 감소율이 batch 실험보다 높았다. 이는 column실험은

batch실험에 비해 체류시간이 짧아 Cd의 흡착능력이 더 낮아지는 것으로 판단된다. Antoniadis 등(2007)의 연구에서도 경쟁관계의 중금속 용액에서 상대적으로 쉽게 교환되는 중금속은 체류시간이 짧아짐에 흡착능이 감소한다고 보고하였다.

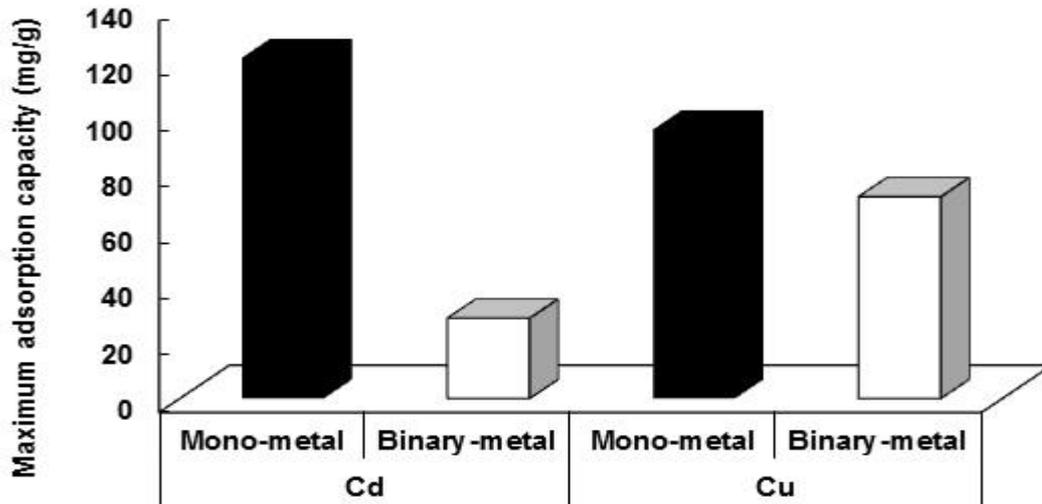


Fig. 3-223. Column실험에서 갈대 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd의 최대흡착능.

(3) 수생식물 활용 biochar의 온실가스 저감효율

수생식물 활용 biochar의 온실가스 저감효율 조사는 소형 인공습지에서 생육된 수생식물을 습지에 방치 하였을때의 경우와 수생식물을 절취하여 biochar를 제조하여 습지에 여재로 사용 하였을 경우 발생하는 온실가스를 조사하였으며, 온실가스 채취는 120일간 18회 온실가스를 채 취하여 분석하였다. 수생식물을 방치 했을 경우와 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이 를 습지여재로 사용한 처리구에서 CO₂ 발생량은 Fig. 3-224에서 보는 것과 같이 수생식물이 고사되어 습지에 방치하였을때 호기성조의 경우 121.3-186.6 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 154.9 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었으며, 생육된 수생식물을 biochar로 제조하여 여재로 사용하였을 때 호기 성조의 경우 84.3-125.3 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 104.0 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었다. 수생식물이 고사되어 습지에 방치하였을때 혐기성조의 경우 43.6-77.0 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 61.5 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었으며, 생육된 수생식물을 biochar로 제조하여 여재로 사용하였을 때 혐기성조 의 경우 34.6-48.3 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 41.7 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었다. 이와 같이 수생식물 을 제거하여 biochar제조하고 습지여재로 사용할 시 수생식물을 방치했을때에 비해 CO₂발생량 은 감소하는 경향이였다.

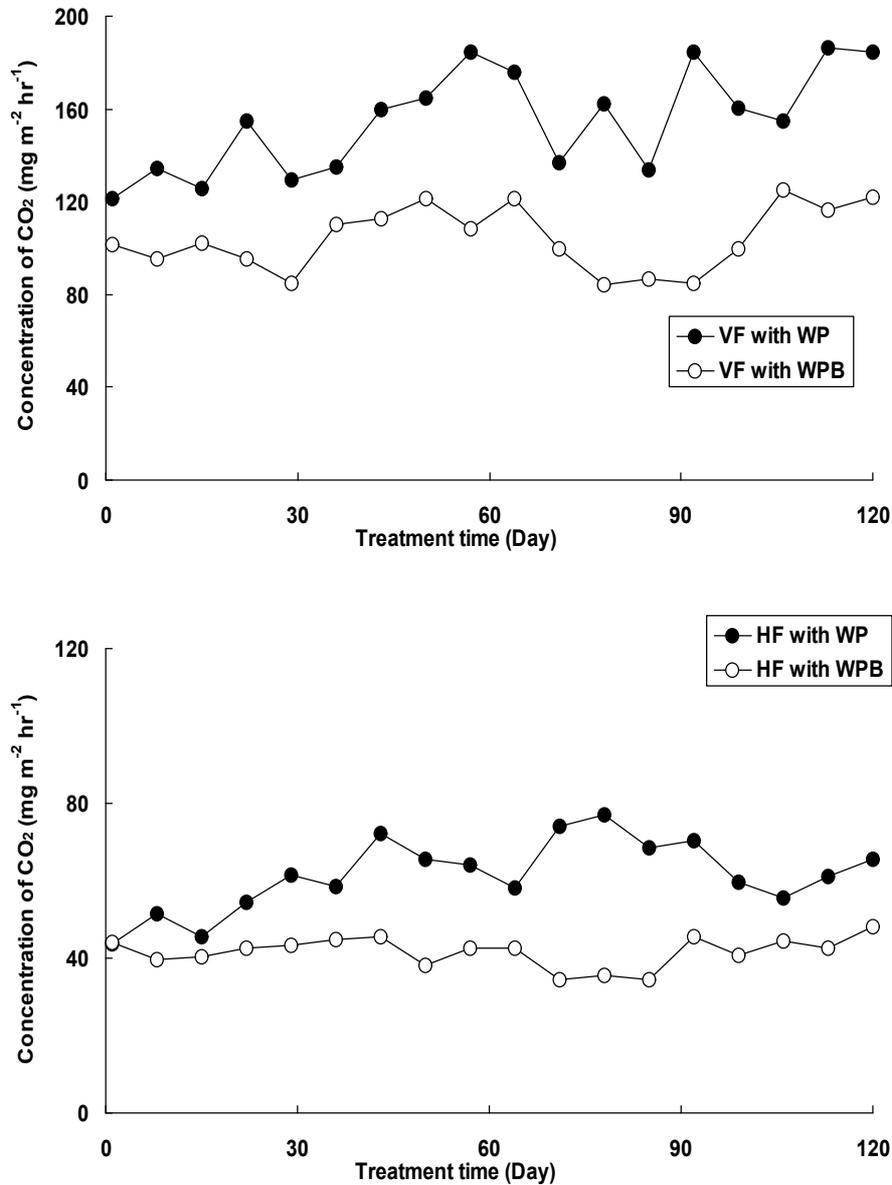


Fig. 3-224. 수생식물과 수생식물 biochar의 습지 환원시 CO₂ 발생량.

VF : Vertical, HF: Horizontal flow, WP: Water plant, WPB: Water plant biochar

수생식물을 방치 했을 경우와 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용한 처리구에서 CH₄ 발생량은 Fig. 3-225에서 보는 것과 같이 수생식물이 고사되어 습지에 방치하였을 때 호기성조의 경우 0.96-2.63 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 1.65 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었으며, 생육된 수생식물을 biochar로 제조하여 여재로 사용하였을 때 호기성조의 경우 0.46-1.33 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 0.82 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었다. 수생식물이 고사되어 습지에 방치하였을 때 혐기성조의 경우 3.16-7.27 mg m⁻² hr⁻¹범위로 평균 4.94 mg m⁻² hr⁻¹ 배출되었으며, 생육된 수생식물을 biochar로 제조하여 여재로 사용하였을 때 혐기성조의 경우 1.27-3.27 mg

$\text{m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 범위로 평균 $2.14 \text{ mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 배출되었다. 이와 같이 수생식물을 제거하여 biochar 제조하고 습지여재로 사용할 시 수생식물을 방치했을때에 비해 CH_4 발생량은 호기성조의 경우는 2배 정도 감소하였고, 혐기성조의 경우는 2.5배정도 감소하는 경향이였다.

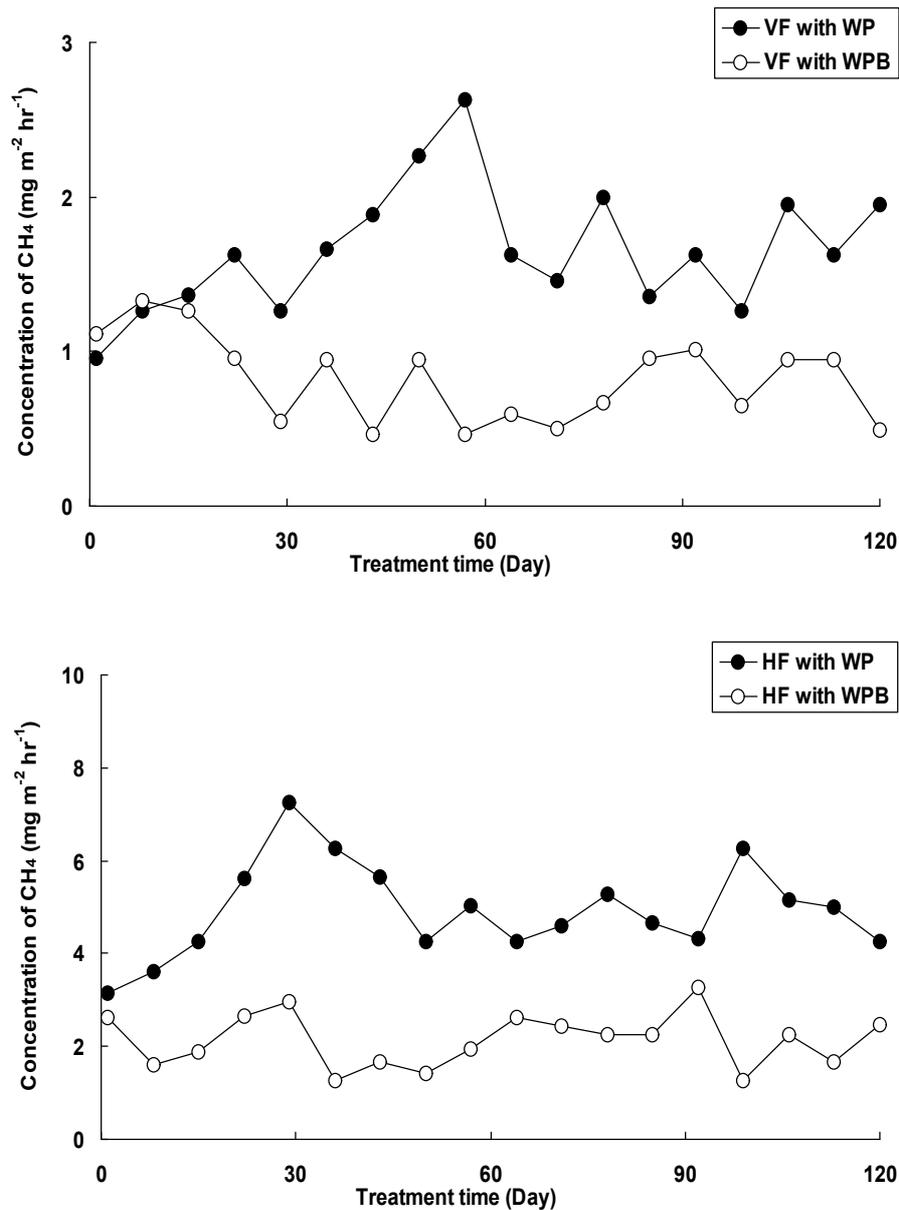


Fig. 3-225. 수생식물과 수생식물 biochar의 습지 환원시 CH_4 발생량.

VF : Vertical, HF: Horizontal flow, WP: Water plant, WPB: Water plant biochar

수생식물을 방치 했을 경우와 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용한 처리구에서 N_2O 발생량은 Fig. 3-226에서 보는 것과 같이 수생식물이 고사되어 습지에 방치하였을때 호기성조의 경우 $0.11\text{-}0.35 \text{ mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 범위로 평균 $0.21 \text{ mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 배출되었

으며, 생육된 수생식물을 biochar로 제조하여 여재로 사용하였을 때 호기성조의 경우 $0.04\text{--}0.16\text{ mg m}^{-2}\text{ hr}^{-1}$ 범위로 평균 $0.10\text{ mg m}^{-2}\text{ hr}^{-1}$ 배출되었다. 수생식물이 고사되어 습지에 방치하였을 때 혐기성조의 경우 $0.06\text{--}0.22\text{ mg m}^{-2}\text{ hr}^{-1}$ 범위로 평균 $0.12\text{ mg m}^{-2}\text{ hr}^{-1}$ 배출되었으며, 생육된 수생식물을 biochar로 제조하여 여재로 사용하였을 때 혐기성조의 경우 $0.01\text{--}0.11\text{ mg m}^{-2}\text{ hr}^{-1}$ 범위로 평균 $0.06\text{ mg m}^{-2}\text{ hr}^{-1}$ 배출되었다. 이와 같이 수생식물을 제거하여 biochar 제조하고 습지여재로 사용할 시 수생식물을 방치했을때에 비해 N_2O 발생량은 호기성조 및 혐기성조 모두 2배 감소하는 경향이였다.

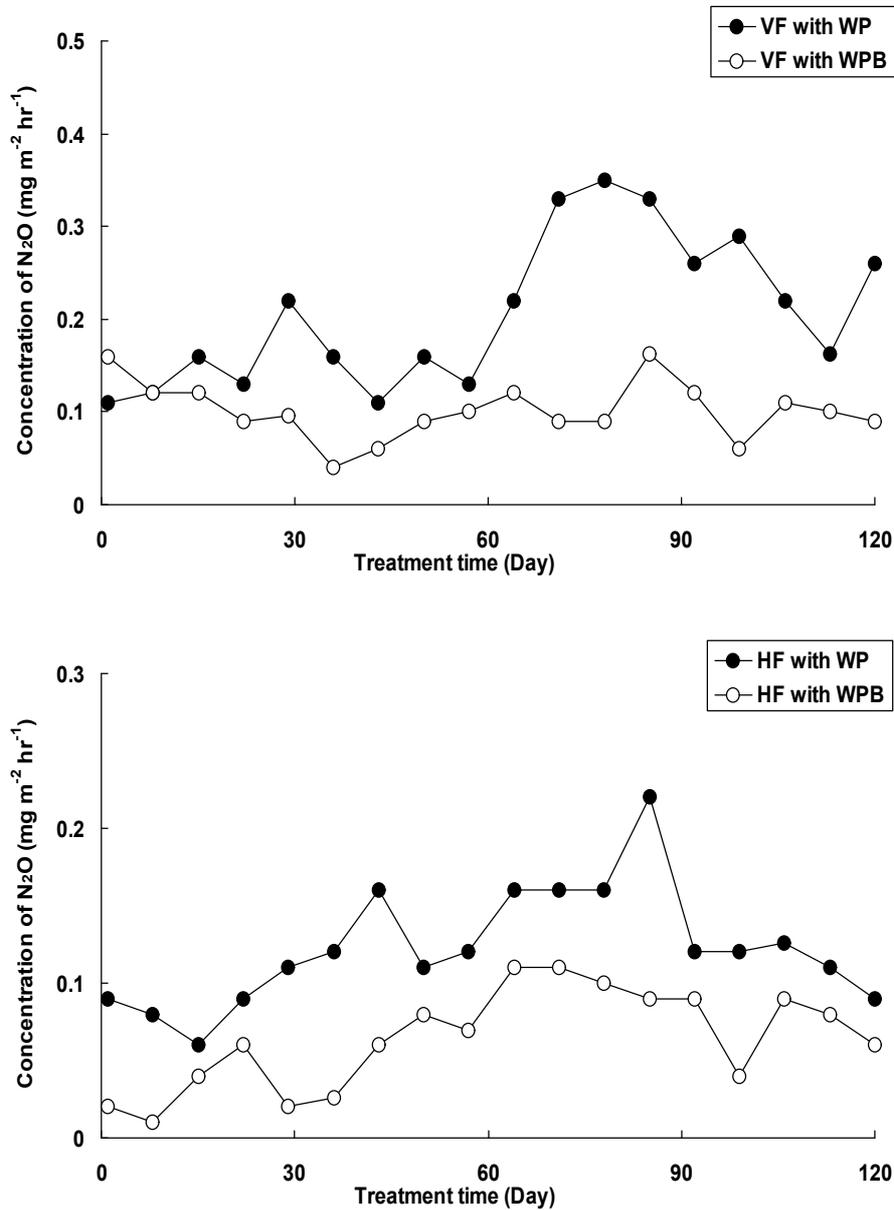


Fig. 3-226. 수생식물과 수생식물 biochar의 습지 환원시 N_2O 발생량.

VF : Vertical, HF: Horizontal flow, WP: Water plant, WPB: Water plant biochar

소형 인공습지 하수처리장에서 수생식물을 방치 했을 경우와 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용한 처리구에 발생한 CO₂, CH₄ 및 N₂O의 총량은 Fig. 3-227에서 보는 것과 같이 수생식물을 방치했을 경우 발생하는 온실가스 발생량은 호기성조 및 혐기성조 각각 156.8 및 66.6 mg m⁻² hr⁻¹ 발생되었고, 수생식물로 biochar제조하고 이를 습지 여재로 사용하였을 경우 발생하는 온실가스량은 호기성 및 혐기성조 각각 104.9 및 43.9 mg m⁻² hr⁻¹이었다.

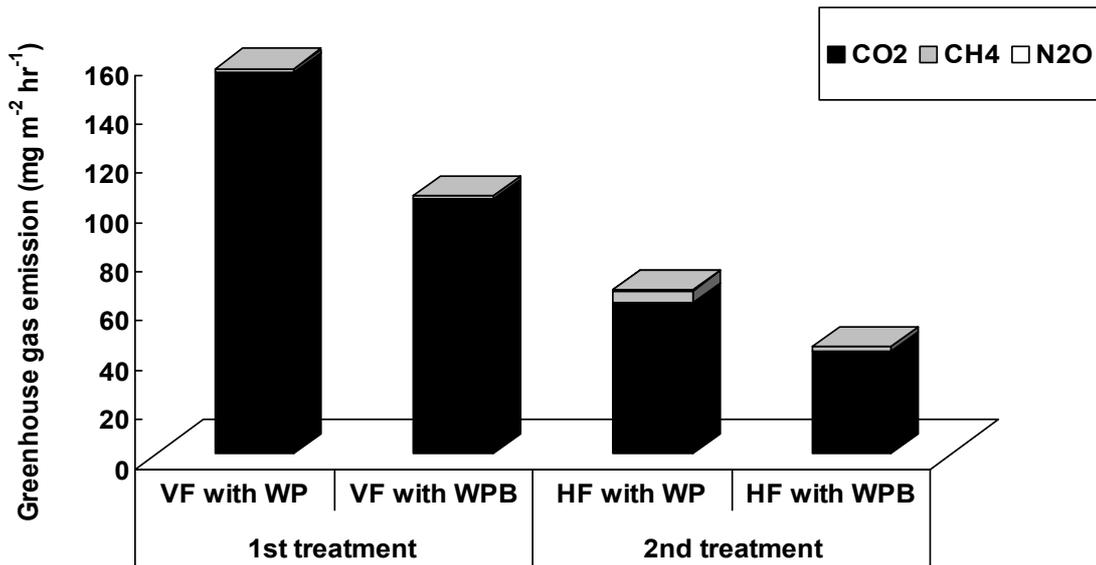


Fig. 3-227. 수생식물과 수생식물 biochar의 습지 환원시 총 온실가스 발생량.

VF : Vertical, HF: Horizontal flow, WP: Water plant, WPB: Water plant biochar

인공습지 하수처리장에서 수생식물을 방치 했을 경우와 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용한 처리구에 발생한 CO₂, CH₄ 및 N₂O의 발생량 지구온난화 지수로 환산하였으며, 그 결과는 Fig. 3-228에서 보는 것과 같다. 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용한 경우 온실가스 발생량에 비해 수생식물을 그대로 방치했을 발생하는 온실가스 배출량은 호기성조의 경우 모든 온실가스가 저감되는 경향이었으나 특히 CO₂ 및 N₂O의 발생량이 많이 감소하였고, 혐기소의 경우는 CH₄의 발생량이 많이 감소하는 경향이 있었다. 이는 호기성 조건에서 산소가 더 원활하게 공급하게 함으로서 호기성 미생물을 생육 및 활성을 촉진시킴으로서 그로 인해 발생하는 CO₂의 발생량은 더 증가된 것으로 판단된다. 혐기성조의 상대적인 온실가스의 기여도를 보면 혐기성조의 경우 CH₄가 가장 높은 기여도를 나타

내는 것을 확인할 수가 있다. 이와 같이 인공습지에서 생육된 수생식물은 겨울철 고사되기 이전에 절취하여 biochar로 제조하고 이를 습지 여재로 이용한다면 수처리효율 뿐만 아니라 온실가스 저감효율을 향상시킬 수 있을 것으로 판단된다.

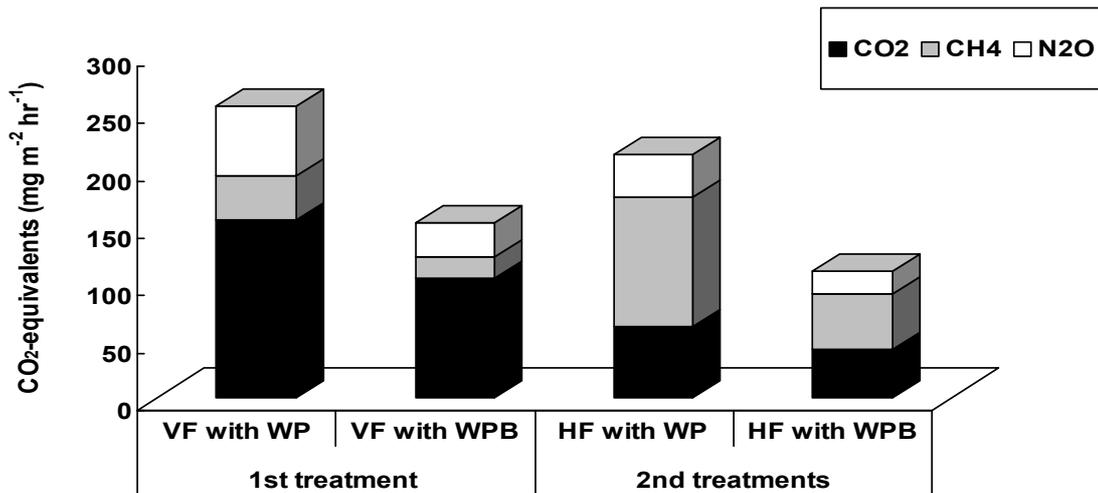


Fig. 3-228. 수생식물과 수생식물 biochar의 습지 환원시 총 온실가스 발생량에 대한 CO₂, CH₄, N₂O의 상대적인 기여도.

VF : Vertical, HF: Horizontal flow, WP: Water plant, WPB: Water plant biochar

이상의 결과를 종합적으로 검토해 볼 때, 수생식물로 biochar를 제조하고 이를 습지 여재로 사용할 시 온실가스 저감효율 결과는 Fig. 3-229에서 보는 것과 같다. 호기성조의 경우 수생식물을 그대로 방치했을 때에 비해 39.9%의 온실가스를 저감시킬 수 있었으며, 혐기성조의 경우는 48%로 높은 온실가스 저감 효율을 보였다. VF-HF조합형 인공습지 전체에서 수생식물을 이용하여 biochar제조하고 이를 습지여재로 사용했을 경우 수생식물을 그대로 방치했을 때에 비해 43.6%의 온실가스 저감효율을 보였다. 이와 같이 일반적으로 습지여재로 가장 많이 이용되는 왕사와 본 연구에서 개발된 수생식물 biochar를 혼용해서 습지에 적용한다면 수질정화효과 향상과 동시에 온실가스 저감효과를 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

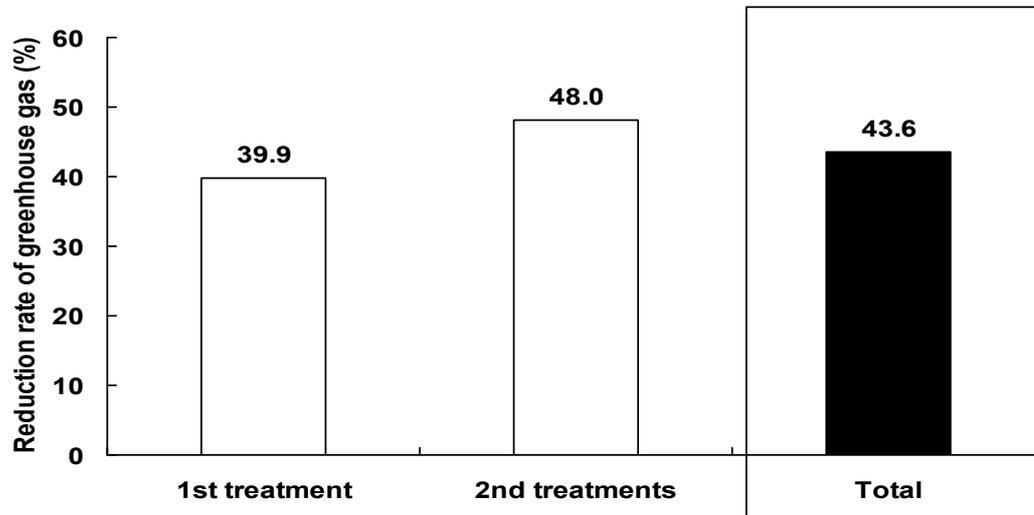


Fig. 3-229. 수생식물 biochar의 습지 환원시 온실가스 저감효율.

(4) 온실가스 저감을 위한 수생식물을 이용한 자원순환형 자연정화시스템 구축

온실가스 저감을 위한 수생식물 활용 자원순환형 자연정화시스템 구축은 1차, 2차 및 3차년도의 연구결과를 바탕으로 모델을 구축하였으며, 그 결과는 Fig. 3-230에서 보는 것과 같다. 일반적으로 자연정화시스템의 설계 및 시공시 수생식물은 오염물질의 처리효율 극대화 및 주변 환경조화를 위하여 자연정화시스템에서 중요한 역할을 한다. 하지만 수생식물은 기온이 높은 봄, 여름 및 가을에 경우는 왕성한 생육을 보이나 기온이 낮아지는 겨울철에는 고사되게 되게 이들을 그대로 방치할 시 자연정화시스템의 수처리효율이 큰 영향을 미치게 된다. 그래서 고사된 수생식물은 뿌리를 제외한 상부를 모두 절취하여 본 연구에서 개발된 환경정화용 biochar제조장치를 이용하여 600℃에서 4시간 열분해 하여 biochar로 제조하고, 제조된 biochar는 습지의 여재로 다시 충전시키면 된다. 또한 biochar 자체는 다양한 무기성분을 가지고 있기 때문에 습지의 여재로 재이용시 새롭게 자라나는 수생식물에게 무기성분을 공급하면서 비료적인 역할이 가능하기 때문에 자원순환형 자연정화시스템으로서 활용이 가능하다.

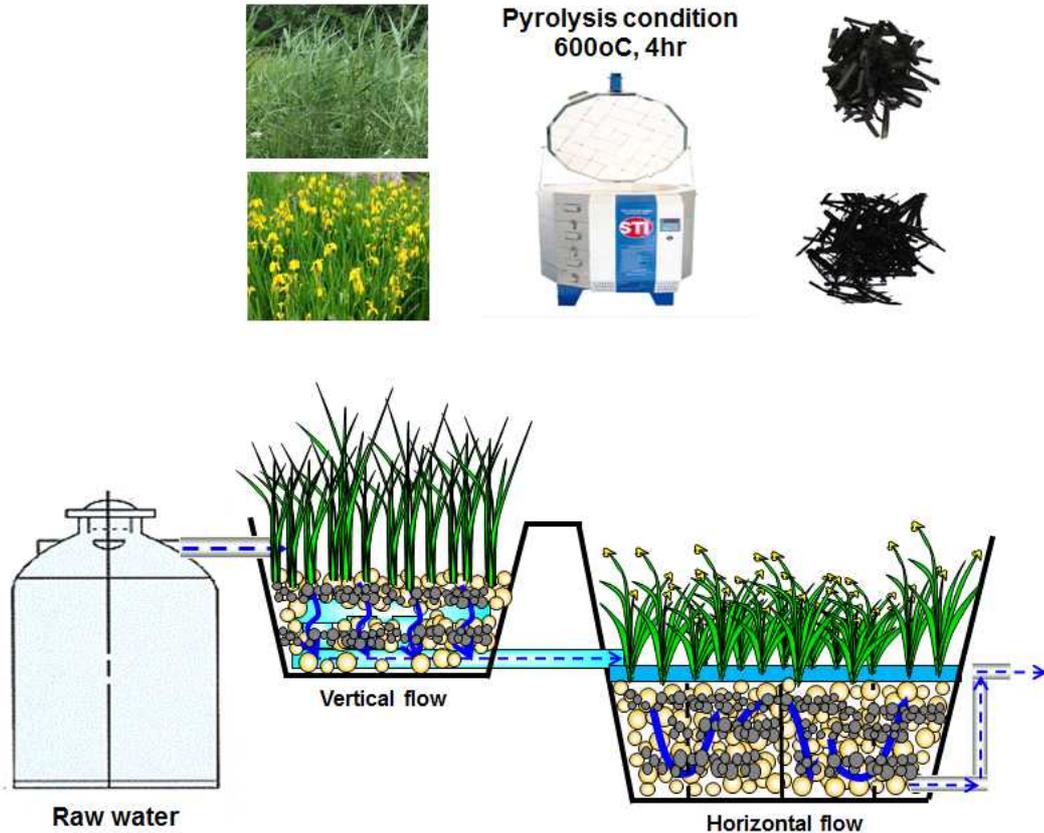


Fig. 3-230. 온실가스 저감을 위한 수생식물을 적용 자원순환형 자연정화시스템.

나) 농업부산물과 수생식물 혼합 biochar의 활용방법 구명

(1) 농업부산물과 수생식물 혼합비율 구명

농업부산물과 수생식물 혼합비율 구명은 농업부산물 biochar와 수생식물 biochar 혼합비율을 1:0, 3:1, 1:1, 1:3 및 0:1로 혼합하여 구리와 카드뮴의 처리효율을 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-231에서 보는 것과 같다. Cu의 용액이 80 mg L^{-1} 로 주입되었을 때 처리되는 Cu의 처리효율은 1:0, 3:1, 1:1, 1:3 및 0:1에서 각각 79.7, 80.3, 78.3, 82.1 및 77.3%으로 농업부산물 biochar와 수생식물 biochar 비율에 따른 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였으며, Cd 역시 비율에 따라 별다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 이상의 결과를 볼 때, 농업부산물로 제조된 biochar나 수생식물로 제조된 biochar 모두 활용이 가능할 것으로 판단되며, 별다른 비율에 따른 조제가 필요치 않은 것으로 판단된다. 이는 식물 biomass를 기본으로 한 biochar는 제조되는 원재료에 따라 화학적인 특성에 약간의 차이나 있으나 그 특성에 변화는 크지가 않다. 그러므로 다양한 식물 biomass 모두 biochar가 제조가 가능하며, 이를 이용한 중금속 처리제로서 충분히 가능할 것으로 판단된다.

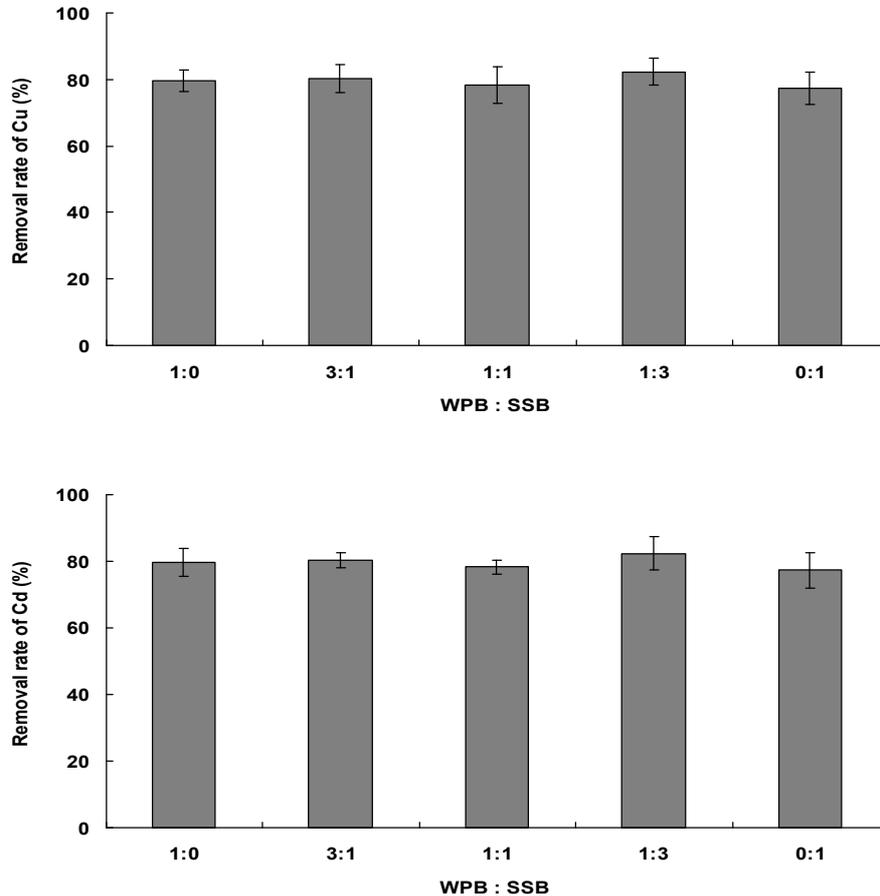


Fig. 3-231. 수생식물 biochar와 농업부산물 biochar 비율에 따른 중금속 처리효율.

WPB: Water plant biochar, SSB: Sesame straw biochar

5) 인공습지 적용을 위한 biochar활용 중금속 및 인 처리기술

중금속 및 인 처리를 위한 인공습지를 개발하기 위하여 biochar와 활성화된 biochar의 중금속 및 인 흡착특성을 조사하고, biochar를 습지에 적용하기 위한 최적모델을 제시하기 위하여 biochar와 활성화된 biochar의 조합방법에 따른 중금속 및 인 처리효율을 평가하였다. 본 연구 개발에 사용된 인공습지는 흡착과 여과가 용이한 HF-HF시스템을 설계 및 시공하여 실제 중금속과 인을 포함한 폐수인 도금폐수를 적용하여 중금속 및 인 처리효율을 평가하였다.

가) Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성

Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성은 Fig. 3-232에서 보는 것과 같다. 활성화되지 않은 biochar의 복합중금속 내에서 Cd, Cr, Cu, Pb 및 Zn의 흡착능은 각각 2.9, 11.0, 19.2, 31.1 및 4.2 mg g⁻¹이었으며, 활성화된 biochar의 흡착능은 각각 1.26, 5.13, 10.3, 20.6 및 1.95 mg g⁻¹으로 활성화되지 않은 biochar가 활성화된 biochar에 비해 흡착능이 높았다. 이는 ZnCl₂

로 biochar가 활성화됨에 따라 중금속이 흡착할 수 있는 흡착사이트가 줄어들어 따라 흡착능이 감소한 것으로 판단된다. 일반적으로 biochar는 중금속의 흡착능력이 높다고 보고되어져 있으며 (Ahmad et al., 2012), 특히 복합중금속 내에서 각 금속간의 경쟁흡착으로 인하여 각 금속의 흡착능이 감소한다고 보고되어져 있으며 (Park et al., 2015), 본 연구결과와도 동일한 경향으로 보였다. 이와 같이 biochar를 이용한 중금속 처리는 폐수의 성상을 우선적으로 파악하여 각 금속간의 경쟁관계가 우선시 고려되어져야 할 것으로 판단된다.

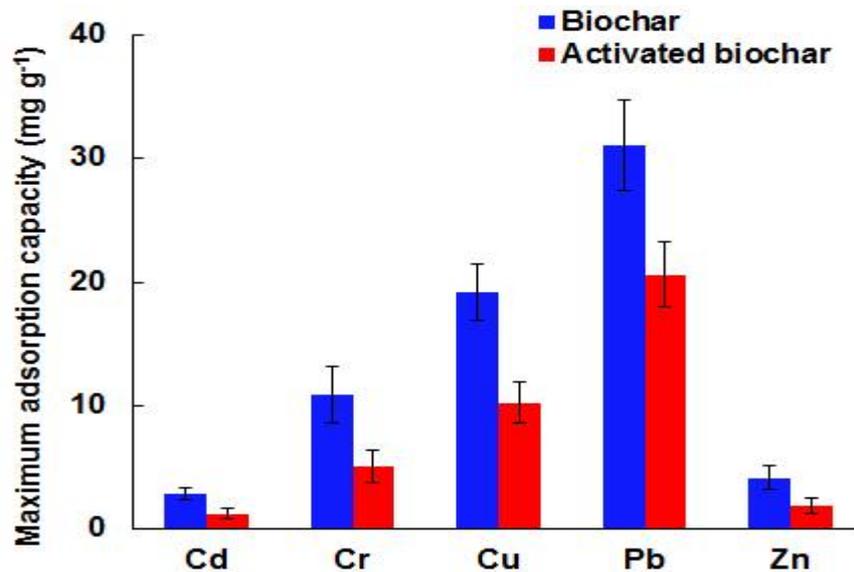


Fig. 3-232. 복합중금속에 대한 biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성.

나) Biochar와 활성화된 biochar의 인 흡착특성

Biochar와 활성화된 biochar의 인 흡착특성은 Fig. 3-233에서 보는 것과 같다. 활성화된 biochar의 인 흡착능은 15.5 mg g⁻¹로서 활성화 되지 않은 biochar (12.2 mg g⁻¹)로서 높은 흡착능을 보였다. 활성화되지 않은 biochar는 인의 용출로 인하여 초기 인의 농도에 비해 유출되는 인의 농도는 높은 경향이였다. 이상의 결과를 미루어볼 때 중금속과 인을 효과적으로 동시에 처리하기 위해서는 활성화된 biochar와 활성화되지 않은 biochar를 동시에 적용하는 것이 효과적일 것으로 판단된다.

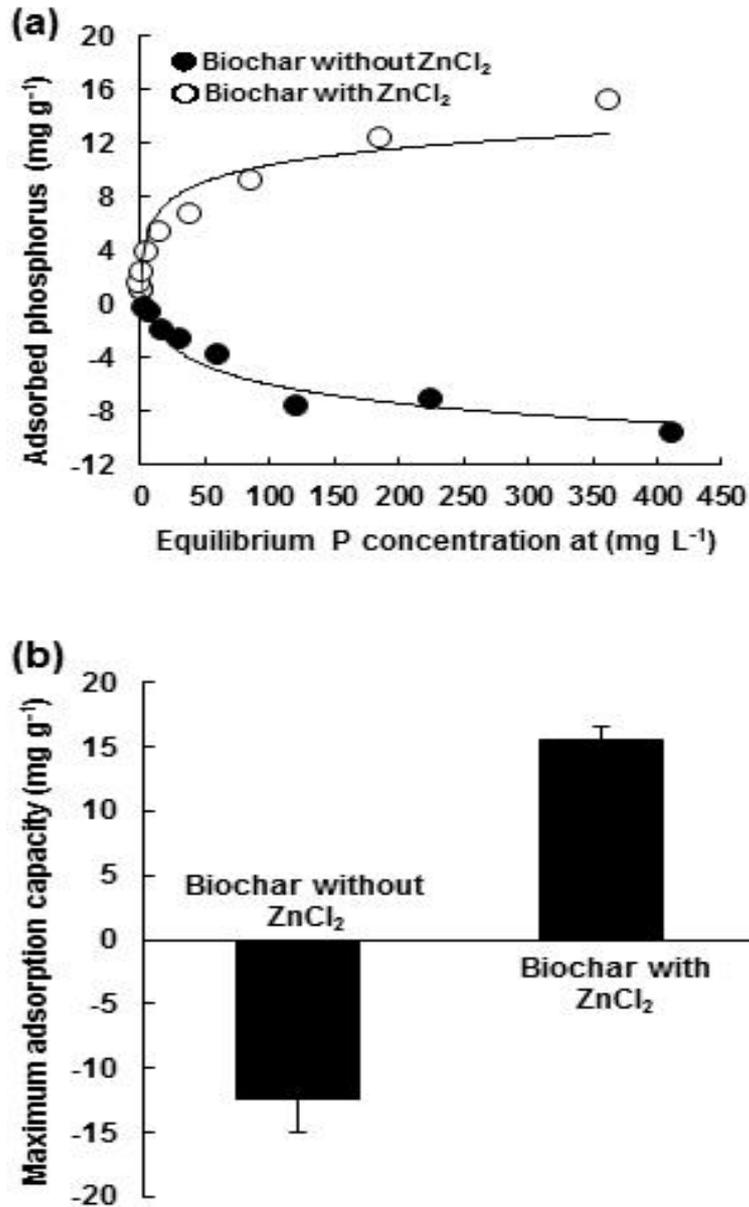


Fig. 3-233. Biochar와 활성화된 biochar의 중금속 흡착특성.

다) 중금속 및 인 제거를 위한 biochar와 활성화된 biochar의 최적조합방법

상기 나. 항의 결과를 바탕으로 하여 biochar와 활성화된 biochar를 동시에 적용하여 중금속과 인을 동시에 처리하기 위한 인공습지의 최적조합방법을 구명하는 조사를 실시하였다. 총 3개의 시스템으로 구분하여 A시스템의 경우는 대조구로서 1차조 및 2차조 모두에 왕사를 주입하였고, B시스템의 경우는 1차조에 왕사와 활성화된 biochar를 주입하였고, 2차조에는 왕사와 biochar를 주입하였으며, C시스템의 경우는 1차조에는 왕사와 biochar를 주입하였고, 2차조에는 왕사와 활성화된 biochar를 주입하였다. B 및 C시스템의 왕사와 biochar의 비율은 선행연구 결과 최적비율이었던 3:1을 기준으로 혼합하였다.

A 시스템의 경우, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 및 TP의 처리효율은 1차조 경우 각각 16.6, 18.4, 15.2, 21.2, 17.0 및 15.4%이었으며, 2차조에서 35.2, 38.2, 34.3, 41.9, 31.3 및 31.6%으로 모든 중금속 및 인의 처리효율이 40%이하로 낮은 처리효율을 보였다. B시스템의 Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 및 TP의 처리효율은 1차조의 경우 각각 35.9, 44.9, 48.6, 50.6, 29.4 및 92.6%이었으며, 2차조의 경우는 94.6, 98.4, 96.4, 98.9, 92.6 및 95.7%이었다. C시스템에서 1차조의 Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 및 TP의 처리효율은 각각 84.2, 88.6, 89.5, 94.2, 81.2 및 22.1%이었으며, 2차조의 경우는 각각 98.4, 97.8, 94.1, 99.4, 91.1 및 98.6%이었다.

각 조의 처리효율을 비교한 결과 B 및 C시스템은 대조구인 A시스템에 비해 중금속 및 인 처리효율이 높은 경향이였다. B시스템의 경우는 1차조에서는 활성화된 biochar가 1차조에 들어있기 때문에 인에 대한 처리효율이 높은 반면, C시스템의 경우 biochar가 1차조에 들어있기 때문에 중금속 처리효율은 높은 경향이였다. 2차조의 경우는 B 및 C시스템 모두 비슷한 중금속 및 인 처리효율을 보인다. 하지만 장기적인 폐수유입과 운영으로 인하여 biochar에서 인이 용출되어 진다고 가정할 때 인을 처리할 수 있는 활성화된 biochar가 후처리공정으로 되어 C시스템이 가장 효과적인 조합방법이라고 판단된다. 이상의 결과로 실제 현장에서 배출되는 중금속과 인이 포함되어 있는 폐수를 처리하기 위해서는 biochar와 활성화된 biochar가 동시에 적용되어야 한다는 것을 알 수 있었으며, 습지에서 중금속과 인이 포함된 폐수를 효과적으로 처리하기 위해서는 1차조에는 중금속을 처리할 수 있는 biochar가 왕사와 혼용되어 충전되어야 하며, 2차조에는 인을 처리하기 위하여 활성화된 biochar가 왕사와 혼용되어 충전되어야 할 것으로 판단된다.

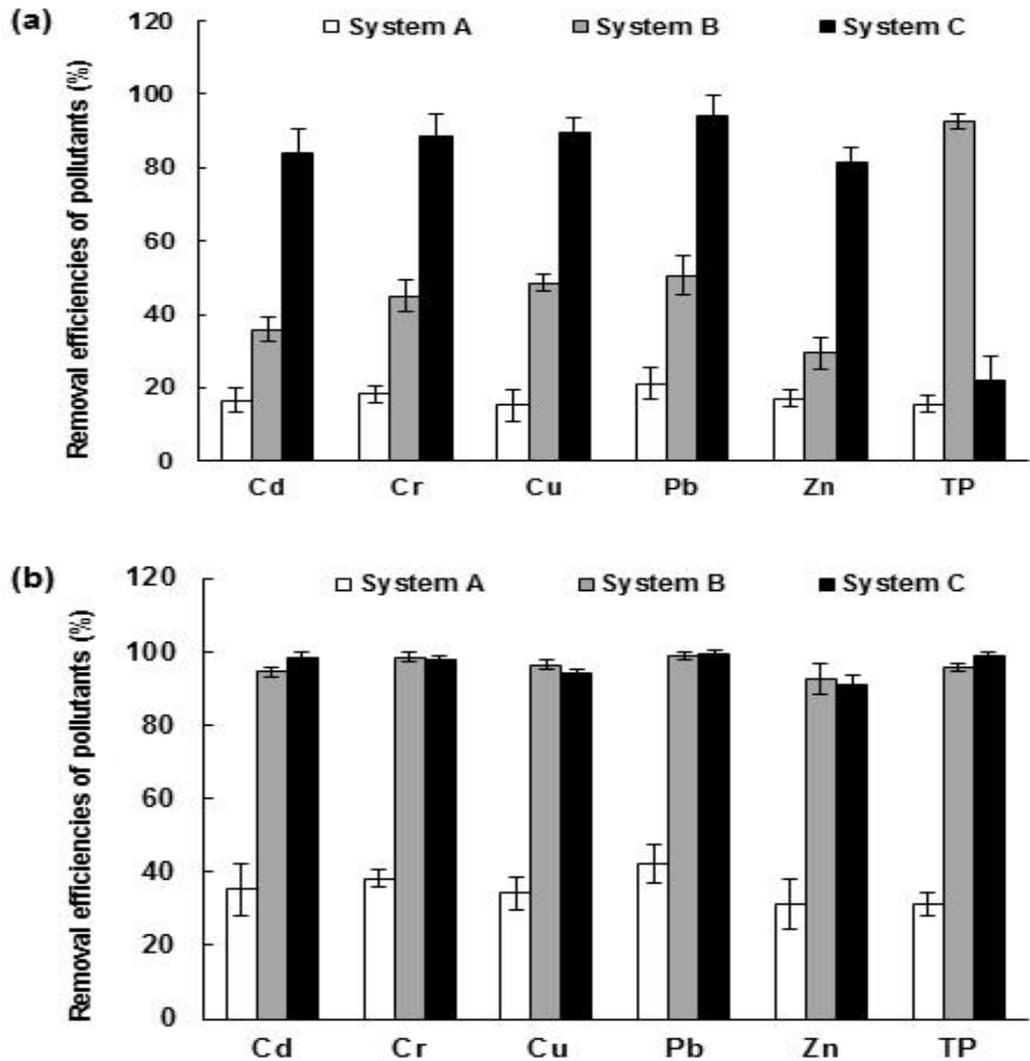


Fig. 3-234. Biochar와 활성화된 biochar의 조합방법별 중금속 및 인 처리효율.

라) 소형 인공습지에서 도금폐수 처리를 위한 최적부하량

상기 다. 항의 최적조합방법으로 설계 및 제작된 소형인공습지에서 실제 중금속과 인을 포함되어 있는 도금폐수를 처리하기 위한 최적부하량을 결정하기 위하여 도금폐수 부하량을 30, 60 and 90 L m⁻²day⁻¹으로 달리하여 중금속 및 인 처리효율을 조사하였다. Zn을 제외한 모든 금속 및 인은 폐수부하량에 관계없이 90%이상의 높은 처리효율을 보였다. 이는 유입되는 도금폐수 중 Zn을 제외한 모든 중금속 및 인의 농도는 낮은 편으로 상대적으로 부하량에 따라 큰 차이 없이 안정적으로 처리되는 것으로 판단된다. 하지만 Zn의 처리효율은 30 L m⁻² day⁻¹ (93.4%) > 60 L m⁻² day⁻¹ (84.6%) > 90 L m⁻² day⁻¹ (73.2%) 순으로 도금폐수 부하량이 증가함에 따라 낮아지는 경향이였다. 이상의 결과를 볼 때 장기적으로 도금폐수를 처리하기 위한 최적 부하량은 30 L m⁻²day⁻¹일 것으로 판단된다.

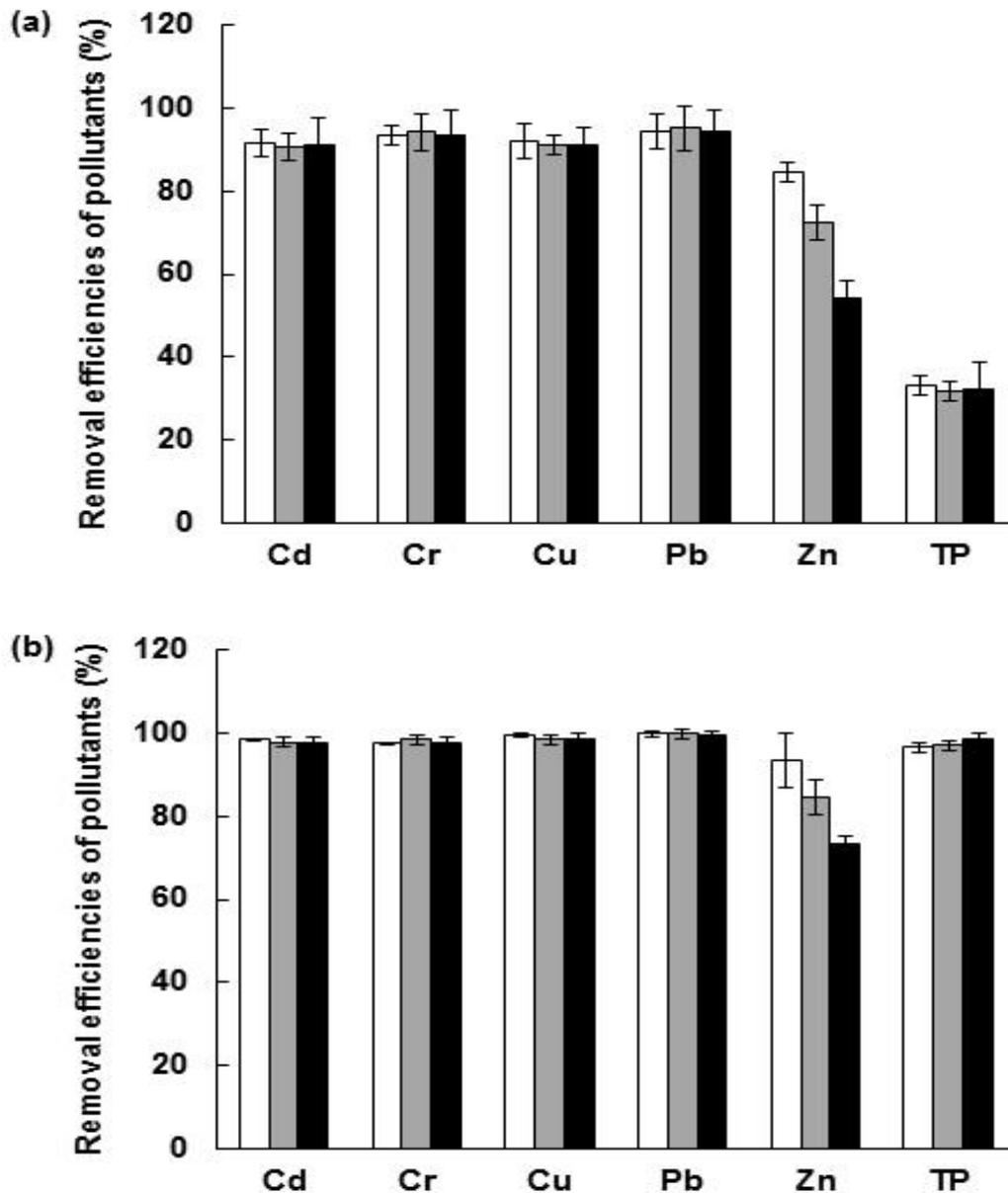


Fig. 3-235. 도금폐수 부하량에 따른 중금속 및 인 처리효율.

마) 소형 인공습지에서 중금속과 인을 포함한 도금폐수 처리효율 평가

소형 인공습지에서 중금속과 인을 포함한 도금폐수의 처리효율은 Fig. 3-236 및 3-237에서 보는 것과 같다.

유입된 도금폐수 중 Zn을 제외한 Cd, Cr, Cu, Pb 및 P의 농도는 각각 3.5, 2.7, 10.6, 1.2 및 4.9 mg L⁻¹이었으며, 1차 수평흐름조를 지나면서 대부분의 중금속이 처리되어 Cd, Cr, Cu 및 Pb의 평균 처리효율은 각각 90.7, 91.0, 87.4 및 94.4%이었으며, 인의 경우는 1차 수평흐름조에서 34.3%가 처리되면서 중금속에 비해 처리효율이 낮은 것을 알수가 있었다. 이는 1차수평흐

름조에는 인에 대한 흡착능력이 없는 활성화되지 않는 biochar를 주입함으로써 중금속에 대한 처리효율은 높은 반면, 인에 대한 처리효율은 낮은 것으로 판단된다. 2차 수평흐름조를 Cd, Cr, Cu, Pb 및 P에 대한 평균 처리효율은 각각 97.8, 98.5, 98.7, 98.3 및 95.2%으로 높은 처리효율을 보였다. 1차 수평흐름조와 달리 2차 수평흐름조에는 인에 대한 흡착이 가능한 $ZnCl_2$ 로 활성화된 biochar가 주입됨으로써 인에 대한 처리효율이 높은 것을 알 수가 있었다. 이상의 결과를 볼 때 Zn을 제외한 중금속과 인의 처리시일에 따른 처리효율 결과 장기간 동안 안정적인 처리효율을 보였다. 하지만 Zn의 경우는 30일까지는 비교적 안정적인 처리효율을 보였으나 30일 이후에서부터 농도는 점점 증가하기 시작하여 1차 및 2차 모든 수평흐름조에서 유출되는 유출수 중의 인의 농도가 증가하였다. 이는 본 실험에 사용된 도금폐수는 특이적으로 Zn의 함량이 매우 높은 폐수로서 습지에 적용시 처리효율이 낮아진다는 것은 biochar나 여재의 중금속 흡착사이트가 점점 포화되어 가고 있다는 것을 의미하며, 장기간 적용시 흡착사이트가 포화되어 더 이상 Zn의 처리가 되지 않을 뿐 아니라 다른 금속의 처리효율 또한 영향을 미칠 것으로 판단된다. 이와 같이 특성성분이 고농도로 유입되는 폐수의 경우에는 습지조로 유입되기 이전에 특성성분을 제거할 수 있는 전처리 공정이 필요할 것으로 판단된다.

소형인공습지에서 90일간의 도금폐수 중 Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 및 P의 평균 처리효율은 90% 이상으로 중금속 및 인을 포함한 폐수처리에 적용이 충분히 가능할 것으로 판단된다.

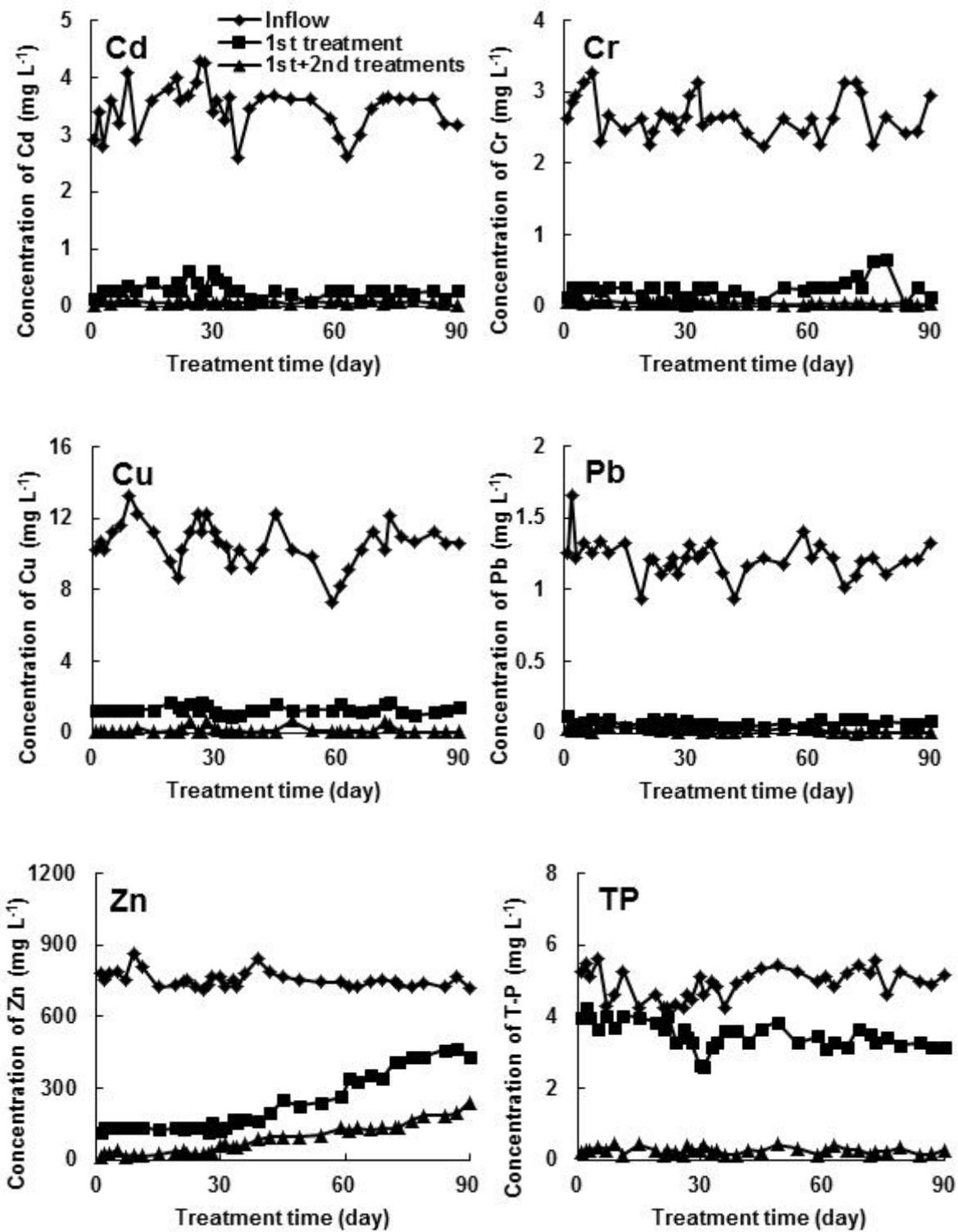


Fig. 3-236. 소형 인공습지에서 도금폐수 처리시일에 따른 방류수 중 중금속 및 인 농도변화.

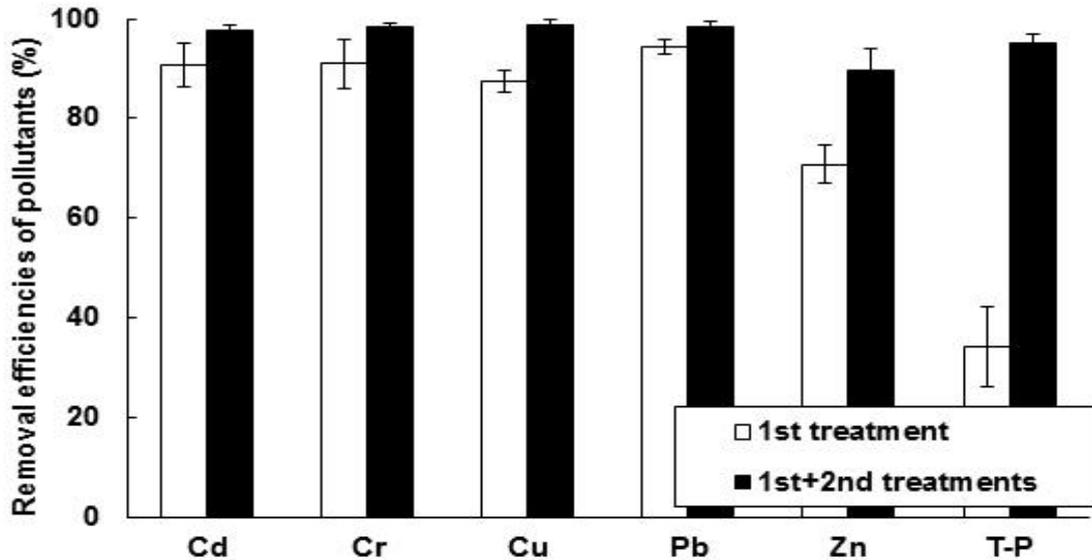


Fig. 3-237. 소형 인공습지에서 도금폐수 처리시일에 중금속 및 인 처리효율.

6) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발

가) 조합방법별 수처리효율

소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 BOD 처리효율은 Fig. 3-238에서 보는 바와 같다. 1차 처리수 중의 조합방법별 BOD 처리효율은 호기성조가 62.1-63.3% 정도로 혐기성조의 51.3-53.7%에 비해 약간 높았다. 이와 같이 호기성조가 혐기성조에 비해 BOD 처리효율이 약간 높은 것은 호기성 상태에서 대부분의 유기물이 쉽게 분해되기 때문으로 판단되며, 이 결과는 Heo (2007)와 Seo (2005)의 인공습지 하수처리장과 유사한 경향이였다. 1차 처리된 후 2차 처리수 중의 조합방법별 BOD 처리효율은 VF-HF > VF-VF > HF-VF > HF-HF의 순으로 호기성조(VF)-혐기성조(HF) 조합형이 93.5%로 다른 조합방법에 비해 높은 처리효율을 보였다. Seo et al. (2006)과 Park (2009)는 하수 및 폐양액 처리를 위한 인공습지에서 유기물 처리효율이 가장 높은 조합방법은 호기성조-호기성조 조합형으로 보고하였는데, 본 자연정화시스템의 경우는 VF-VF조합보다는 VF-HF조건이 더 높은 결과를 보였다. 이는 본 자연정화시스템의 경우 기존의 자연정화시스템에 적용되지 않았던 biochar를 여재로 이용함으로써 biochar의 다공성 구조가 산소의 공급이 원활하게 유지할 수 있게 하였고, 상대적으로 체류시간이 길게 제작되어 있는 혐기성조에서 유기물의 여과 및 분해가 용이한 것으로 판단된다. 일반적으로 자연정화시스템의 설계시 VF-VF 조합형의 경우 질소처리를 위한 탈질과정이 없어 축산폐수처리에 적합하지 않을 것으로 판단된다. 따라서 하수나 각종 폐수를 효율적으로 처리하기 위해서는 유기물 처리효율이 높으면서 탈질이 가능한 VF-HF 조합형이 바람직할 것으로 판단된다.

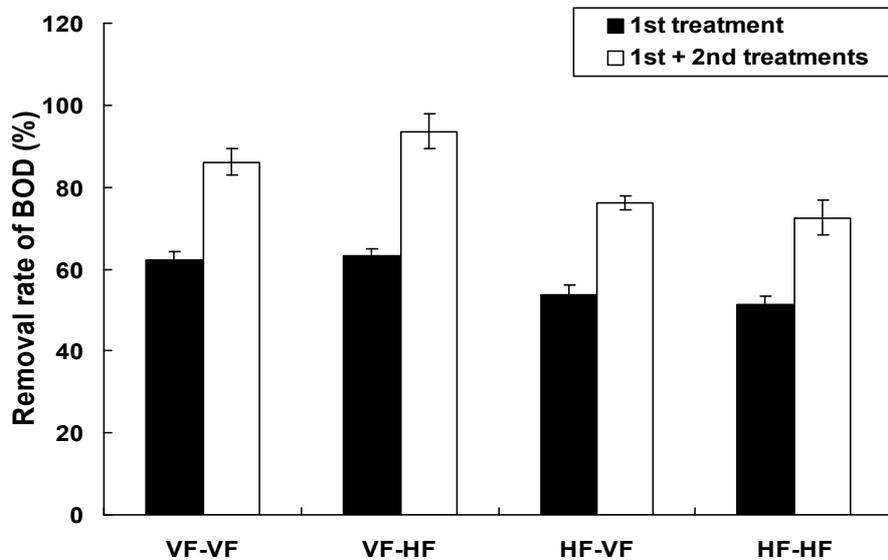


Fig. 3-238. 소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 BOD 처리효율.

소형 자연정화시스템에서 1차 처리수 중의 조합방법별 SS 처리효율은 Fig. 3-239에서 보는 바와 같이 HF처리조가 81.0-81.9% 정도로 VF조에 비해 전반적으로 높은 처리효율을 보였다. 이는 HF처리조의 경우 VF처리조에 비해 체류시간이 길게 설계 및 제작되었고, 여재로 사용된 왕사의 입경이 서로 다르기 때문에 상대적으로 HF처리조가 VF처리조에 비해 높은 SS처리효율을 보인 것으로 판단된다. 하지만 SS의 경우 대부분이 1차조를 지나면서 70%이상의 높은 처리효율을 보였다. 이와 같은 결과는 부유물질의 주된 처리가 여재에 의한 여과이기 때문으로 판단되며, Seo (2005)도 유사한 결과를 보고한 바 있다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 SS를 일으키는 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수 및 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (Heo, 2007; Jo, 2003).

1차 처리된 후 2차 처리수 중의 조합방법별 SS 처리효율은 HF-HF (97.7%) > VF-HF (95.8%) > HF-VF (92.1%) > VF-VF (90.3%) 순으로 HF-HF조합형이 다른 조합형에 비해 높은 처리효율을 보였으나, 모든 조합형에서 SS의 처리효율은 90%이상으로 높은 처리효율을 보였다. Seo et al. (2006)는 하수처리를 위한 인공습지에서 SS 처리효율은 조합방법에 상관없이 모든 조건에서 높은 처리효율을 보인다고 보고하였는데, 본 처리장치에서도 유사한 경향이 었다.

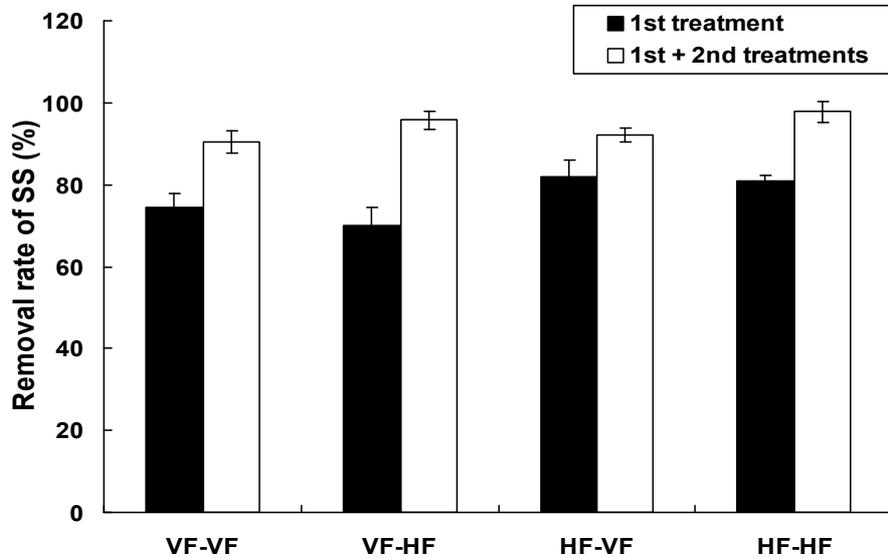


Fig. 3-239. 소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 SS 처리효율.

소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 T-N 처리효율은 Fig. 3-240에서 보는 바와 같다. 1차 처리수 중의 조합방법별 T-N 처리효율은 호기성조가 31.4-34.4%정도로 혐기성조의 20.3-20.6%에 비해 약간 높았다. 이는 하수 중의 T-N은 대부분 유기물의 형태로 배출되기 때문에 습지로 유입시 호기성조에서 유기물 분해를 통하여 NO₃형태로 이온화 되고 이온화된 질소는 본 자연정화시스템에 사용된 biochar의 표면에 흡착됨에 따라 혐기성조에 비해 처리효율이 높은 것으로 판단된다. 1차 처리된 후 2차 처리수 중의 조합방법별 T-N 처리효율은 VF-HF (73.8%) > VF-VF (48.5%) = HF-VF (47.7%) > HF-HF (44.6%)순으로 VF-HF 조합형이 다른 조합형에 비해 높은 처리효율을 보였다. 이상의 결과와 같이 자연정화시스템에서 질소처리를 위한 최적 조합방법은 VF-HF조합형이었다. 이와 같이 유입되는 폐수의 특성상 유입되는 유기태질소가 호기성조에서 질산화과정이 우선적으로 일어나야 하고, 1차 호기성조에서 유출된 NO₃-N이 혐기성조 유입되어야지만 탈질균에 의해 탈질되어 질소가 처리되는 것을 알 수가 있다. Park et al., (2013) 및 Kim et al., (2014)등의 연구결과에서도 자연정화시스템으로 폐수처리시 최적공법은 VF-HF조합형이라고 보고한 바 있다.

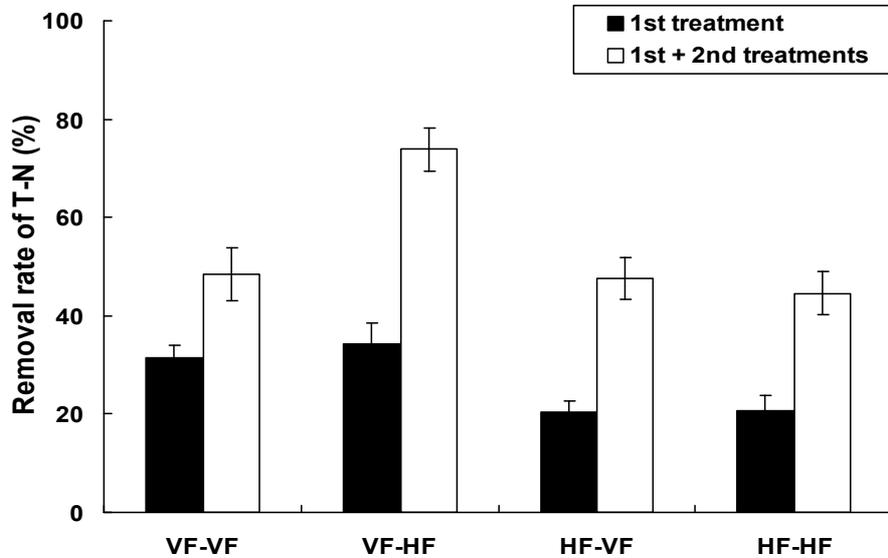


Fig. 3-240. 소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 T-N 처리효율.

소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 T-P 처리효율을 조사한 결과 Fig. 3-241과 같이 1차 처리수 중의 조합방법별 T-P 처리효율은 HF처리조가 91.8-92.4% 정도로 VF처리조의 56.6-62.3%에 비해 높은 처리효율을 보였다. 본 자연정화시스템에 사용된 여재는 일반적으로 습지여재로 가장 많이 이용되고 있는 왕사와 본 연구에서 개발된 ZnCl₂로 활성화된 biochar를 3:1로 혼합하여 사용하였다. 호기성조의 경우는 유입되는 하수가 수직흐름 방향으로 흐르게 되어 있기 때문에 상대적인 습지내에서 체류시간은 혐기성조에 비해 적다. 그러므로 biochar에 인이 흡착될 수 있는 충분한 시간이 제공되지 않음으로서 호기성조에서 상대적으로 인에 대한 처리효율이 낮은 것으로 판단된다.

1차 처리된 후 2차 처리수 중의 조합방법별 T-P 처리효율은 HF-HF > HF-VF > VF-HF > VF-VF순으로 HF-HF조합형이 다른 조합형에 비해 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 혐기성조 호기성조에 비해 T-P의 처리효율이 높은 것은 수평흐름인 혐기성조가 수직흐름조인 호기성조에 비해 하수의 체류시간이 상대적으로 길게 설계되었기 때문으로 판단된다.

T-P의 처리기작은 인산염의 침전, 기질에의 흡착, 수생식물에 의한 흡수 및 조류와 세균에 의한 흡수 등으로 예상할 수 있다. 일반적으로 인공습지에서 인 처리는 대부분 흡착과 침전에 의해 주로 처리되며, 식물흡수에 의한 흡수나 미생물에 의한 처리량은 전반적으로 매우 낮은 것으로 알려져 있다 (Seo, 2005). 또한 본 연구에서는 인 흡착이 용이한 활성화된 biochar를 충전시킴으로서 기존 자연정화시스템의 인 처리효율을 더욱더 극대화 할 수 있는 방안이 될 것으로 판단된다.

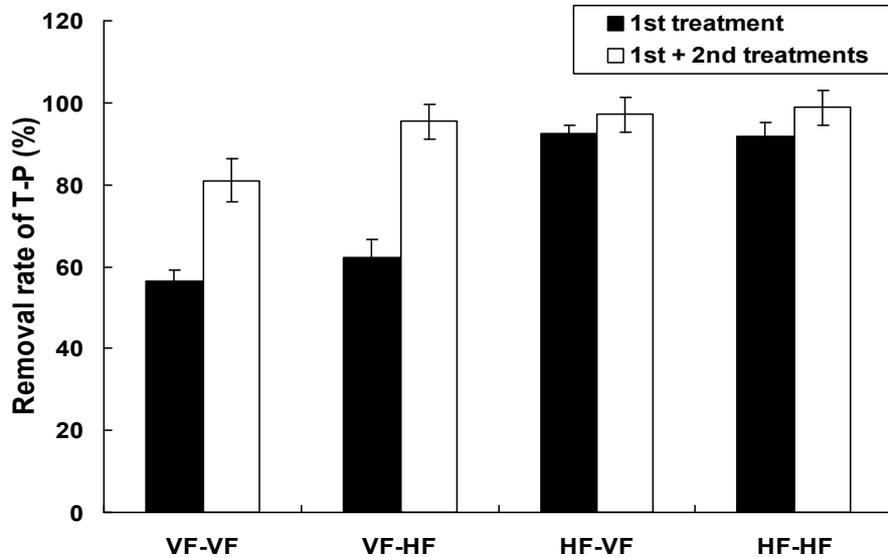


Fig. 3-241. 소형 자연정화시스템에서 조합방법에 따른 T-P 처리효율.

나) 영양염류 부하량에 따른 수처리 효율

하수 부하량에 따른 수처리 효율 조사는 최적 조합방법인 VH-HF 조합방법하에서 유입되는 하수 부하량에 대한 적응성을 조사하기 위해 하수부하량을 500, 1,000 및 1,500 L m⁻² day⁻¹로 달리하여 수처리 처리효율을 각각 조사하였고, 그 결과는 다음과 같다. 소형 자연정화시스템에서 하수 부하량에 따른 하수 중 BOD의 처리효율은 Fig. 3-242에서 보는 바와 같이 공시하수의 BOD는 98.6-151.2 mg L⁻¹이었으며, 1차 처리인 호기성조를 통과하면서 36.6-58.6 mg L⁻¹ 정도로 처리되어 BOD 처리효율이 50.7-71.4%정도이었고, 전반적으로 1차 처리수의 경우 축산폐수 부하량이 증가함에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 처리효율을 보였다. 2차 처리수 중의 BOD처리효율은 86.8-97.1%의 범위로 처리되었으며, 유입되는 폐수의 농도에 따라 처리효율에 약간의 차이는 있었으나 부하량에 따라 처리효율은 별 다른 차이가 없었다. 본 자연정화시스템에 유입된 하수 중 BOD는 비교적 낮은 농도로 유입됨에 따라 자연정화시스템에서 BOD처리효율은 안정적인 것으로 판단된다. Kim (2008)은 인공습지를 이용한 전원독립가구 하수처리장에서 하수부하량 900 L m⁻² day⁻¹이상 주입시 BOD 처리효율이 감소한다고 하였는데, 본 자연정화시스템의 경우는 Kim (2008)이 연구한 습지의 규격 및 습지에 충전된 여재의 구성이 서로 달라 처리효율이 다른 것으로 판단된다.

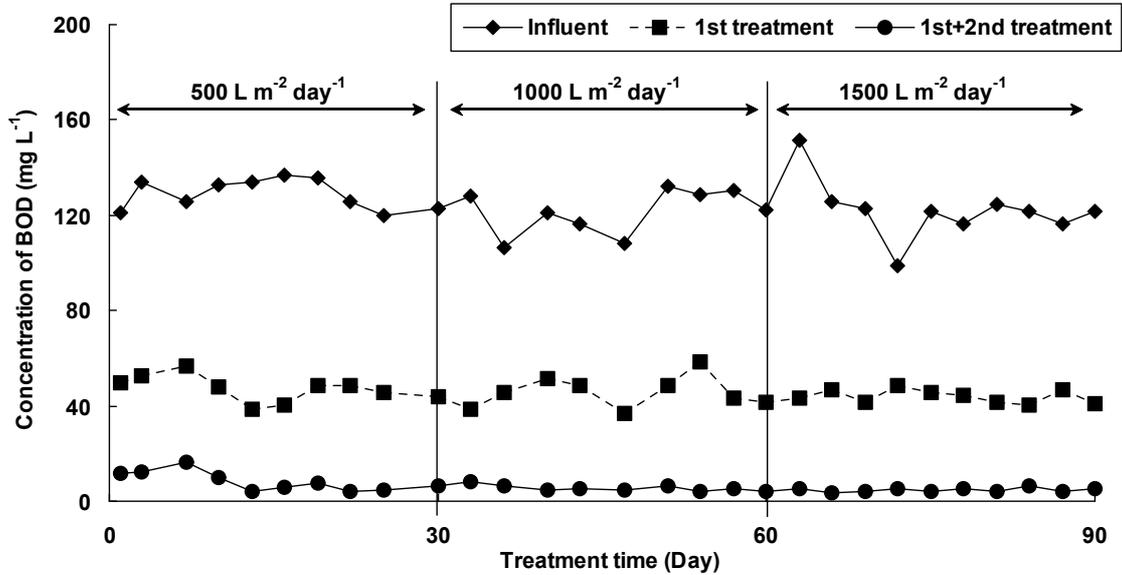


Fig. 3-242. 소형 자연정화시스템에서 하수부하량에 따른 BOD 처리효율.

소형 자연정화시스템에서 하수 부하량에 따른 하수 중 SS의 처리효율을 조사한 결과 (Fig. 3-243) 공시하수의 SS 함량은 112.6-151.6 mg L⁻¹이었으며, 1차 처리인 호기성조를 통과하면서 25.6-54.6 mg L⁻¹정도로 유출되어 SS 처리효율이 59.4-80.9%정도로 SS 처리효율은 불규칙한 폐수 유입농도에 의해 일시적으로 처리효율이 낮아지는 경향은 있었으나, 폐수 부하량에 따른 처리효율은 별 다른 차이 없이 유사한 경향이었다. 1차 처리조에서 평균 SS 처리효율은 72.6%으로 높은 처리효율을 보였다. 이와 같이 하수 부하량에 따라 SS 처리효율이 별 차이 없는 것은 본 소형 자연정화시스템은 여재에 의해 대부분의 SS가 여과되는 시스템이기 때문이다. 1차 처리된 후 2차 처리수 중의 하수 부하량별 SS 처리효율은 93.6-97.3%정도로 하수 부하량에 따라 별 차이 없이 유사한 경향이었다. 따라서 소형 자연정화시스템에서 효과적인 SS 처리를 위한 최적 하수 부하량은 1,500 L m⁻² day⁻¹정도로 SS 처리만을 위해서는 그 이상의 부하량도 가능할 것으로 판단된다.

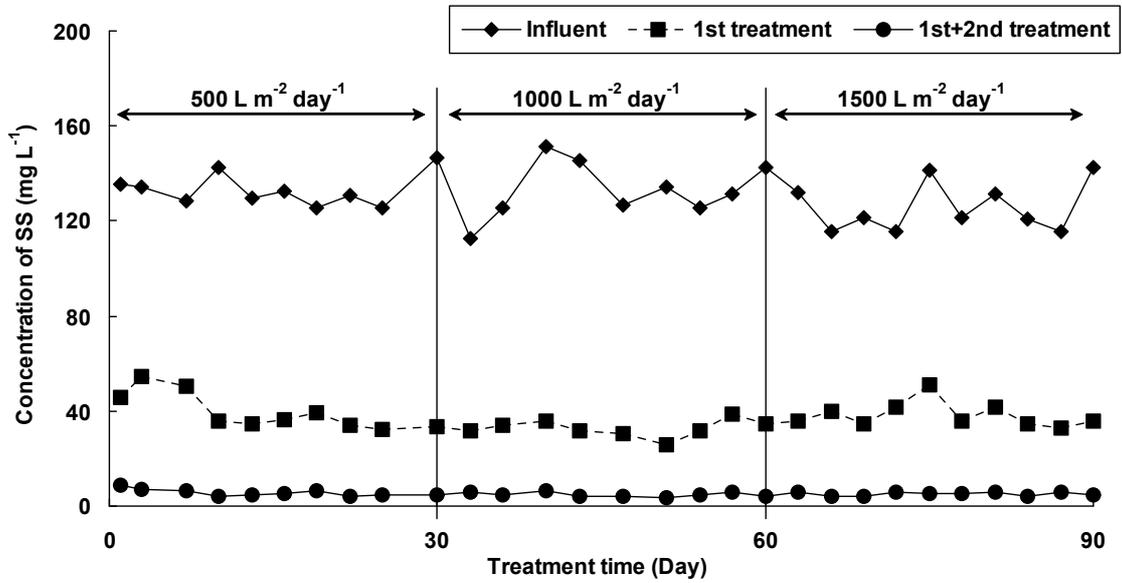


Fig. 3-243. 소형 자연정화시스템에서 하수부하량에 따른 SS 처리효율.

소형 자연정화시스템에서 하수 부하량에 따른 하수 중 T-N의 처리효율은 Fig. 3-244에서 보는 바와 같이 축산폐수 원수의 T-N 함량은 $58.6\text{--}76.6\text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 1차 처리인 호기성조를 통과하면서 $40.6\text{--}54.2\text{ mg L}^{-1}$ 정도로 유출되어 T-N 처리효율이 18.4-41.9%정도이었고, 전반적으로 1차 처리수의 경우 하수 부하량이 증가함에 따라 T-N 처리효율이 점점 감소되는 경향이 있었다. 소형 자연정화시스템에서 2차 처리수 중의 하수 부하량별 T-N 처리효율은 하수 부하량 $1000\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 까지는 별 차이 없이 비슷하거나 미미하게 감소하였으나, 축산폐수 부하량 $1500\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 이상에서는 $1000\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 에 비해 약간 감소하였다. 따라서 축산폐수 부하량별 T-N 처리효율은 $500\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1} \approx 1000\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1} > 1,500\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 순으로 나타났다. 따라서 자연정화시스템에서 효과적인 T-N 처리를 위한 최적 하수 부하량은 $1000\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 이었다.

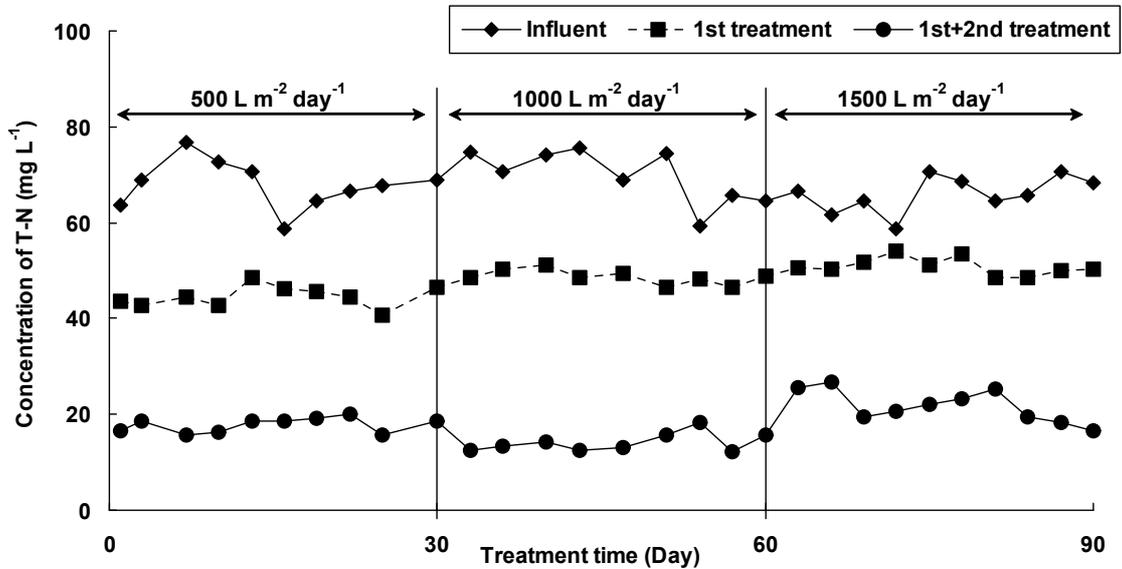


Fig. 3-244. 소형 자연정화시스템에서 하수부하량에 따른 T-N 처리효율.

소형 자연정화시스템에서 하수 부하량에 따른 하수 중 T-P의 처리효율은 Fig. 3-245에서 보는 바와 같다. 하수 원수의 T-P는 $14.6\text{--}20.2\text{ mg L}^{-1}$ 이었으며, 1차 처리인 호기성조를 통과하면서 $4.26\text{--}8.27\text{ mg L}^{-1}$ 정도로 처리되어 T-P 처리효율이 46.3–77.1%정도이었고, 부하량에 관계없이 높은 처리효율을 보였다. Park et al., (2012)의 자연정화공법에 의한 축산폐수 처리결과 부하량이 증가함에 따라 인의 처리효율은 감소한다고 보고된 바 있다. 축산폐수의 경우 매우 고농도의 인을 포함하고 있는 폐수로서 부하량이 처리효율에 매우 중요한 인자로 적용될 수 있으나, 본 실험에 사용된 생활하수의 경우에는 인의 함량이 비교적 낮기 때문에 부하량에 대한 처리효율은 별 다른 차이가 없는 것을 알 수가 있다. 이와 같이 자연정화시스템에 의한 폐수처리시 폐수 유입량과 폐수의 성상을 고려한 설계가 필요할 것으로 판단된다.

자연정화시스템에서 2차 처리수 중 T-P의 처리효율은 91.9–98.7%으로 부하량에 관계없이 비교적 안정적인 처리효율을 보였다. 이상의 부하량에 따른 자연정화시스템의 오염물질의 처리효율을 비교해 본 결과 T-N을 제외한 모든 오염물질의 처리는 부하량에 관계없이 안정적인 처리효율을 보이나 T-N의 경우는 부하량이 증가함에 따라 처리효율이 감소하는 경향으로 모든 오염물을 안정적으로 처리하기 위한 최적 부하량은 $1,000\text{ L m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 일 것으로 판단된다.

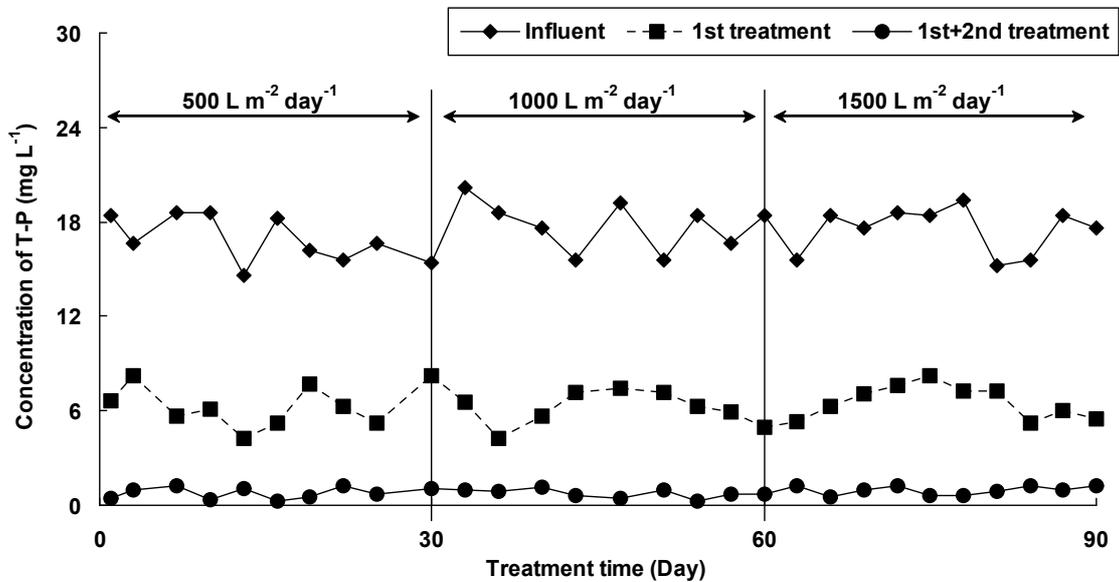


Fig. 3-245. 소형 자연정화시스템에서 하수부하량에 따른 T-P 처리효율.

7) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가

가) 처리시기별 수처리 효율

처리시기별 수처리효율 조사는 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지 조사되었으며, 2013년부터 10월 2일부터 2014년 8월 4일까지는 자연정화시스템 내부 여재가 왕사만 충전되었으며, 2014년 9월 4일부터 2015년 8월 5일까지는 자연정화시스템 내부 여재를 왕사와 활성화된 biochar를 혼합하여 충전하였다. 자연정화시스템에서 biochar 주입 여부에 따른 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 각각 1년씩 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

현장 자연정화시스템에서 유입되는 하수 중 BOD의 농도는 59.9-94.2 mg L⁻¹의 범위로 유입되었으며, 왕사만 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 BOD 농도는 26.2-59.4 mg L⁻¹의 범위로 평균 37.7%처리되었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 BOD 농도는 2.27-16.3 mg L⁻¹로 평균 88%처리되었다. 왕사와 활성화된 biochar가 혼합되어 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 BOD 농도는 26.6-46.6 mg L⁻¹의 범위로 평균 처리효율은 52.6%이었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 BOD 농도는 0.4-16.6 mg L⁻¹의 범위로 평균 처리효율은 92.0%이었다.

결과적으로 자연정화시스템에서 처리시일별 BOD 처리효율은 비교적 장기간 동안 안정적인 처리효율을 보이는 것을 알 수 있었으며, 불규칙한 폐수 유입에 대한 대응성이 우수한 것을 알 수 있었다. 또한 본 연구에서 개발된 활성화된 biochar를 왕사와 혼합하여 사용할 경우 BOD 처리효율을 향상시킬 수 있었다. 이는 biochar가 매우 다공성 구조로서 유기물의 여과함에 따라 유기물의 호기성조내에서 체류시간을 증가할 수가 있으며, 원활한 산소공급으로 인하여 미

생물의 분해가 용이하기 때문에 BOD의 처리효율이 증가한 것으로 판단된다.

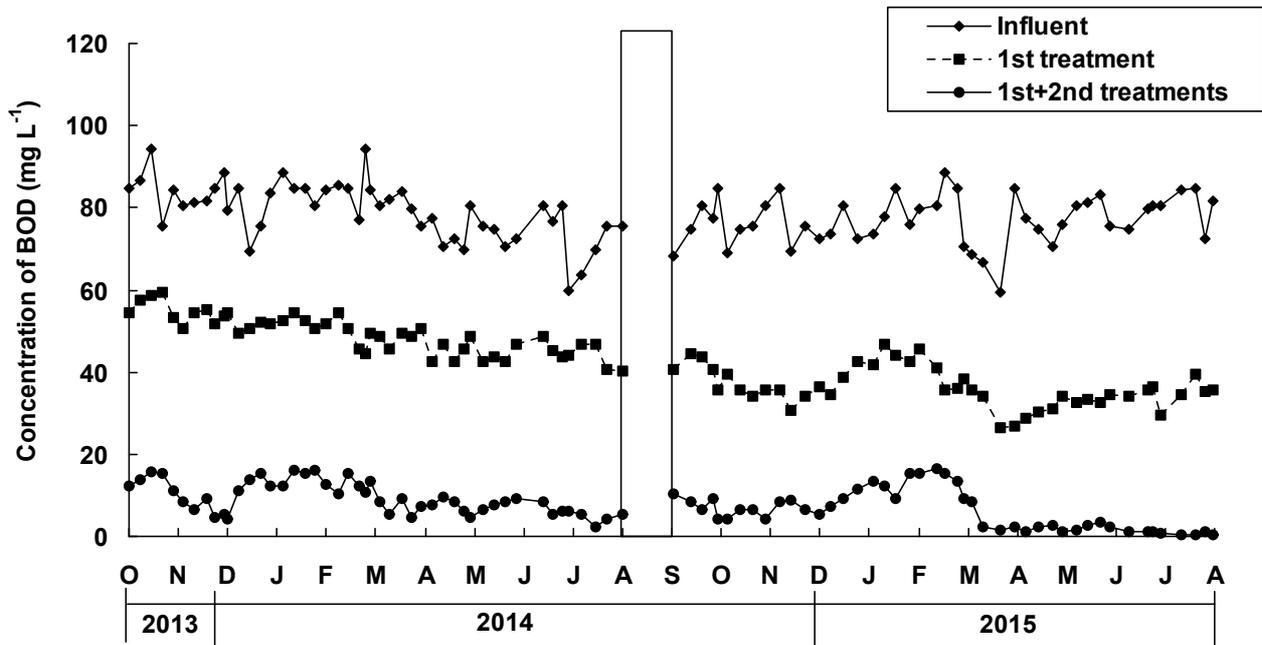


Fig. 3-246. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 BOD 처리효율

현장 자연정화시스템에서 유입되는 하수 중 SS의 농도는 $42.6\text{--}80.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 유입되었으며, 왕사만 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 SS 농도는 $4.3\text{--}20.2\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 82.1%처리되었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 SS 농도는 $0.1\text{--}2.3\text{ mg L}^{-1}$ 로 평균 98.2%처리되었다. 왕사와 활성화된 biochar가 혼합되어 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 SS 농도는 $2.7\text{--}9.6\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 처리효율은 91.5%이었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 SS 농도는 $0.1\text{--}1.3\text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 처리효율은 99.3%이었다.

현장 자연정화시스템에서 처리시일에 따른 SS처리효율은 처리시일에 관계없이 1차 및 2차조를 지나면서 거의 완벽하게 처리되는 경향이였다. 일반적으로 자연정화시스템의 SS의 처리는 주로 여재에 의한 여과가 주된 처리이기 때문에 높은 수처리 효율을 보인 것으로 판단된다. 그러나 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수 및 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다 (Yun et al., 1998; Seo, 2002).

또한 biochar 적용여부에 따른 SS의 처리효율 결과 상대적으로 유입되는 SS 함량이 낮아

biochar 적용여부에 관계없이 높은 처리효율을 보이거나, 1차조의 SS의 처리효율을 비교하였을 때 왕사와 활성화된 biochar를 혼합하여 주입하였을 경우 왕사만 주입되었을 경우에 비해 SS 처리효율을 9%정도 향상 시킬 수 있었다. 일반적으로 Biochar의 다공성 구조로 되어 있기 때문에 오염물질의 여과가 우수한 것으로 알려져 있다.

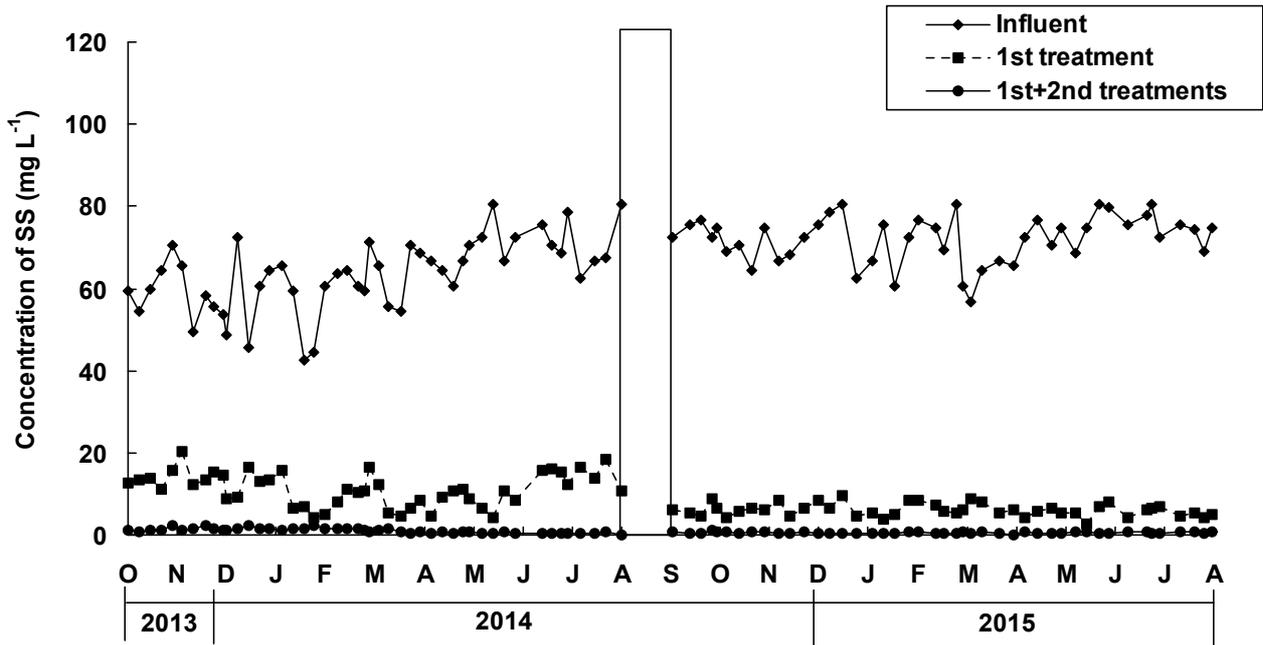


Fig. 3-247. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 SS 처리효율.

현장 자연정화시스템에서 유입되는 하수 중 T-N의 농도는 18.6-41.2 mg L⁻¹의 범위로 유입되었으며, 왕사만 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-N 농도는 10.3-21.3 mg L⁻¹의 범위로 평균 30.7%처리되었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-N 농도는 3.6-8.7 mg L⁻¹로 평균 73.5%처리되었다. 왕사와 활성화된 biochar가 혼합되어 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-N 농도는 9.3-18.3 mg L⁻¹의 범위로 평균 처리효율은 48.0%이었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-N 농도는 1.3-6.6 mg L⁻¹의 범위로 평균 처리효율은 84.4%이었다. 이와 같이 처리시일에 따른 T-N의 처리효율은 비교적 안정적인 처리효율을 보였으며, 활성화된 biochar와 왕사가 혼합되어 주입되었을 경우 왕사만 주입되었을때에 비해 처리효율은 11%정도 증가시킬 수 있었다. 호기성조에서 T-N은 대부분 질산화 과정이 일어나기 때문에 NO₃-N의 형태로 존재 및 배출된다고 보고가 되어져 있다 (Seo et al., 2006). 왕사만 주입되었을 경우 NO₃-N을 흡착할 수 있는 상대적으로 작기 때문에 질소에 대한 처리효율이 낮은 반면, ZnCl₂로 활성화된 biochar의 경우 NO₃-N에 대

한 흡착량이 상대적으로 많기 때문에 질소에 대한 처리효율을 더 증가시킬 수가 있다. Namassian et al., (2005)의 연구결과에서도 $ZnCl_2$ 로 활성화된 biochar는 질산성질소의 흡착에 아주 용이하다고 보고되어진 바 있다. 또한 질산화 과정에서 왕사만 들어 갔을때에 비해 왕사와 biochar가 혼합되어 들어갔을때는 biochar의 구조적인 특성에 따라 산소의 공급 및 회전이 더욱 활발하게 되어 질산화가 더욱 용이하게 하였으며, 질산화된 NO_3-N 은 혐기성조로 유입되어 탈질율이 더욱 증가되어 질소에 대한 처리효율이 증가된 것으로 판단된다.

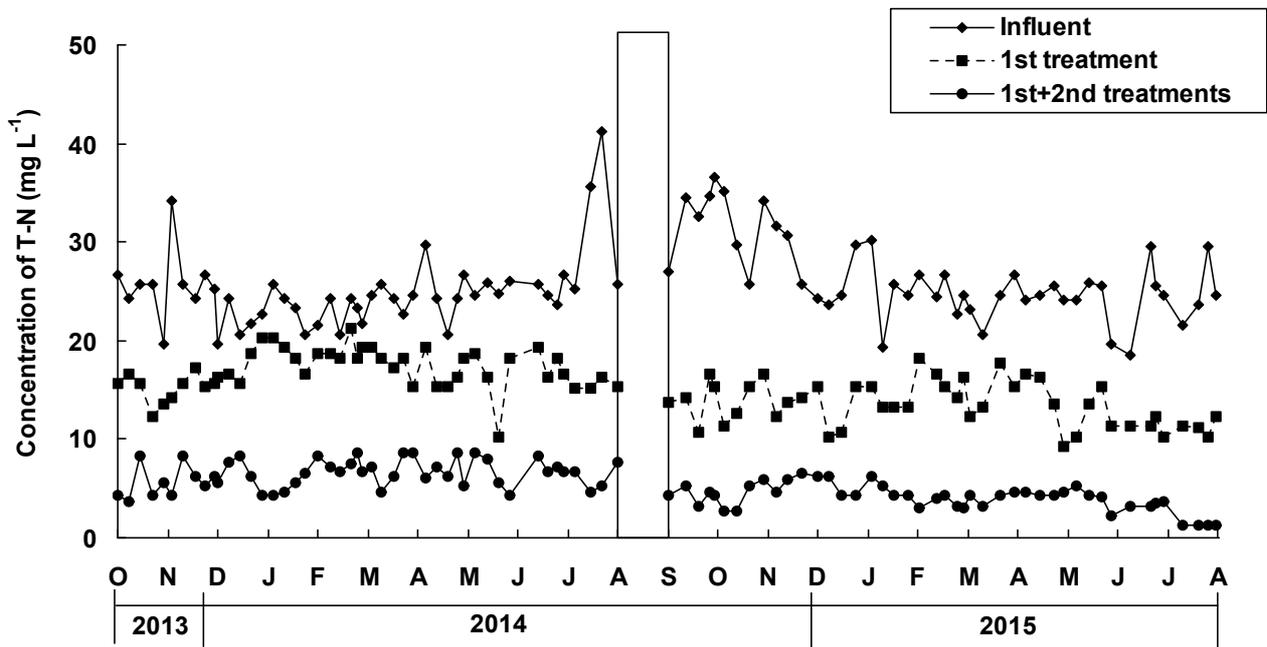


Fig. 3-248. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 T-N 처리효율.

현장 자연정화시스템에서 하수 처리시일에 따른 T-P 함량 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-249에서 보는 바와 같다. 유입되는 하수 원수의 T-P 함량은 $8.3-18.1 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 매우 불규칙하게 유입되었다. 왕사만 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-P 농도는 $2.2-7.0 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 62.5%처리되었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-P 농도는 $0.4-1.3 \text{ mg L}^{-1}$ 로 평균 93.0%처리되었다. 왕사와 활성화된 biochar가 혼합되어 주입되었을 경우 1차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-P 농도는 $0.95-4.26 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 처리효율은 85.2%이었으며, 2차 처리조에서 처리되는 처리수 중의 T-P 농도는 $0.04-0.99 \text{ mg L}^{-1}$ 의 범위로 평균 처리효율은 96.3%이었다.

처리시일에 따른 biochar의 처리효율을 조사한 결과 불규칙한 하수 유입에도 불구하고 1차조 및 2차조는 비교적 안정적인 처리효율을 보였다.

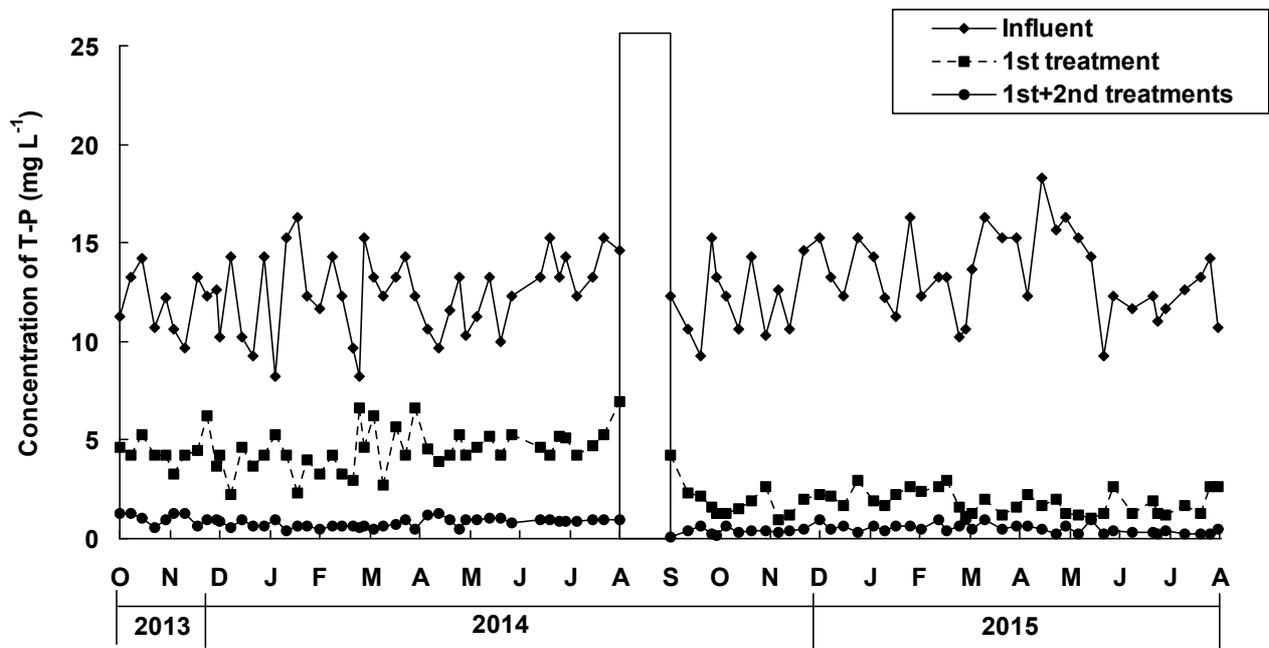


Fig. 3-249. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 T-P 처리효율.

나) 계절별 수처리 효율

계절별 수처리 효율 조사는 우리나라 계절별 수처리 효율 특성을 조사하기 위해 자연정화시스템에서 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지의 biochar 유무에 따른 수처리 결과를 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하여 각 계절별 평균 하수 처리효율을 조사하였다.

환경정화용 Biochar 적용 유무에 따른 자연정화시스템에서 계절별 BOD 처리효율은 Fig, 3-250에서 보는 것과 같다. 환경정화용 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안 BOD 처리효율은 1차조의 경우는 각각 39.6, 38.2, 34.6 및 37.8%이었으며, 2차조의 경우는 각각 89.9, 92.6, 87.8 및 84.5%이었다. 환경정화용 biochar 적용한 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안의 BOD 처리효율은 1차조의 경우 각각 55.5, 55.8, 50.6 및 48.3%이었으며, 2차조의 경우 95.6, 98.7, 90.7 및 84.4%로 환경정화용 biochar를 주입한 자연정화시스템이 왕사만 주입되어 있는 자연정화시스템에 비해 봄, 여름, 가을 및 겨울 모두 높은 처리효율을 보였으며, 계절에 따른 BOD 처리효율은 기온이 높은 여름철이 미생물의 생육이 왕성하여 BOD처리효율이 가장 높았으며, 기온이 낮아 미생물의 생육이 저조한 겨울철에 처리효율이 가장 낮았다.

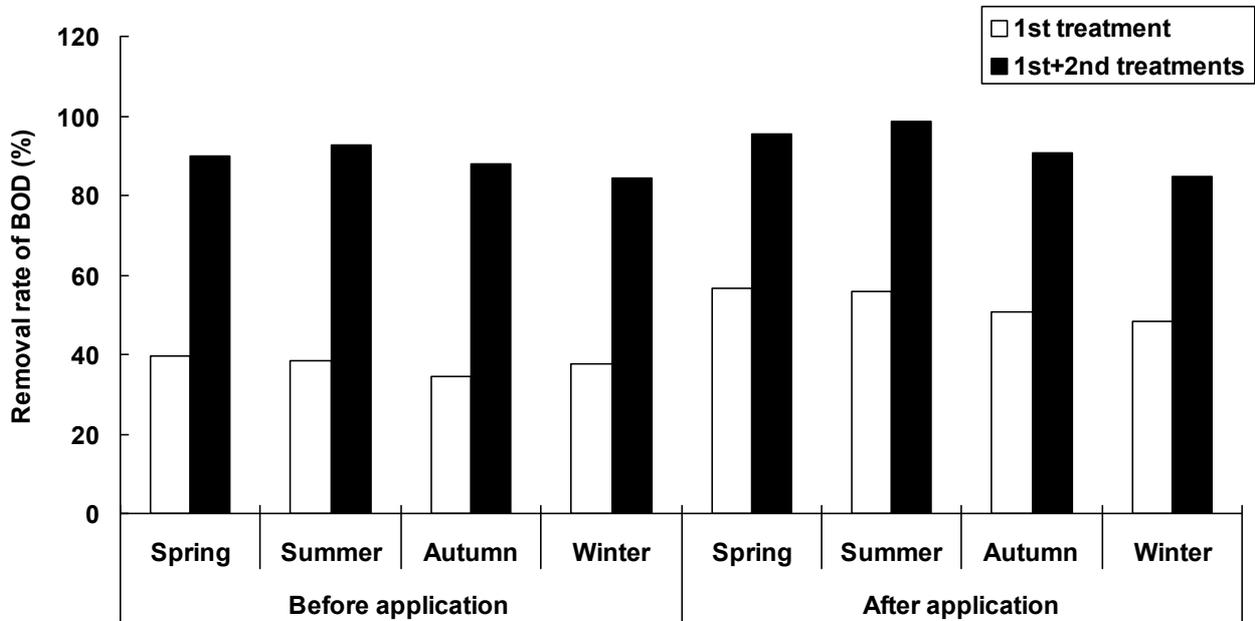


Fig. 3-250. 현장 자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따른 계절별 BOD 처리효율.

환경정화용 Biochar 적용 유무에 따른 자연정화시스템에서 계절별 SS 처리효율은 Fig, 3-251에서 보는 것과 같다. 환경정화용 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안 SS 처리효율은 1차조의 경우는 각각 82.2, 79.0, 75.9 및 82.7%이었으며, 2차조의 경우는 각각 99.0, 99.5, 97.5 및 97.1%이었다. 환경정화용 biochar 적용한 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안의 SS 처리효율은 1차조의 경우 각각 91.2, 92.5, 91.4 및 91.1%이었으며, 2차조의 경우 99.3, 99.2, 99.2 및 99.5%로 환경정화용 biochar를 주입한 자연정화시스템이 왕사만 주입되어 있는 자연정화시스템에 비해 봄, 여름, 가을 및 겨울 모두 높은 처리효율을 보였으며, 계절에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 이는 SS의 경우는 생물학적 분해과정 보다는 대부분이 자연정화시스템의 내부에 여재에 의한 여과가 대부분의 처리기작으로 작용하기 때문에 계절에 따른 기온이 차이는 처리효율에 영향을 미치지 않은 것으로 판단된다. 또한 biochar 적용 유무에 따라 biochar 적용한 인공습지에서 계절별 SS 처리효율은 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템 보다 약간 높은 경향이였으나 그 차이는 미미하였다. 이는 유입되는 공시하수중 SS의 함량이 낮아 기존의 여재인 왕사만으로도 충분히 SS의 처리는 가능할 것으로 판단된다.

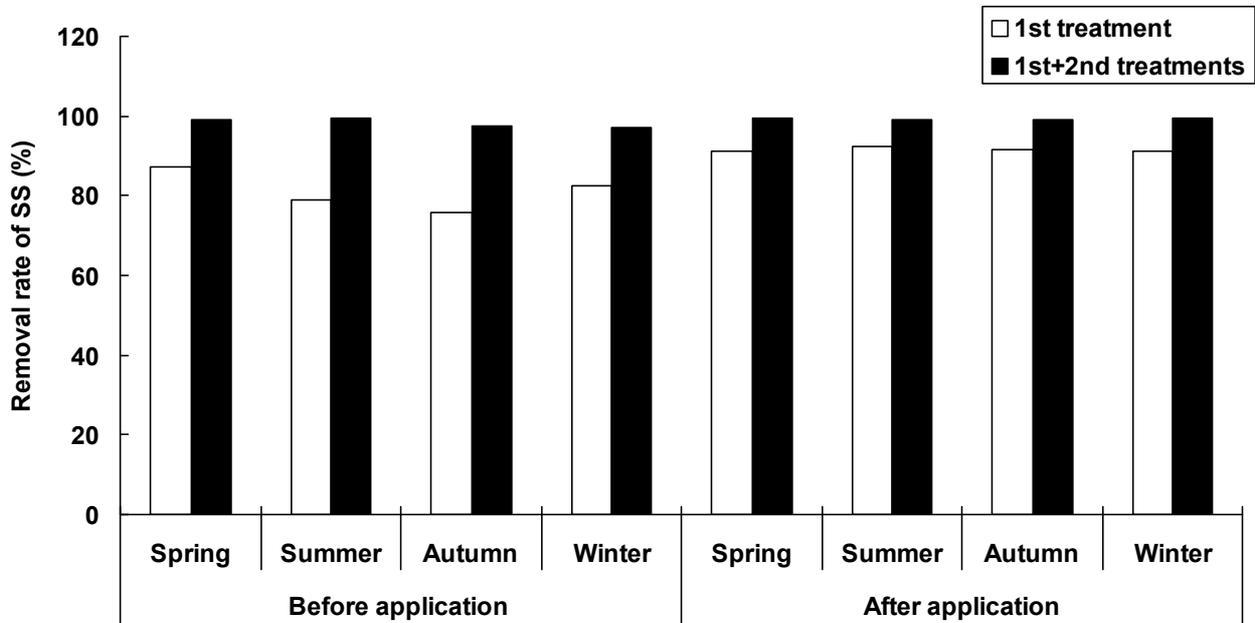


Fig. 3-251. 현장 자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따른 계절별 SS 처리효율.

환경정화용 Biochar 적용 유무에 따른 자연정화시스템에서 계절별 SS 처리효율은 Fig, 3-252에서 보는 것과 같다. 환경정화용 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안 SS 처리효율은 1차조의 경우는 각각 30.7, 39.7, 40.2 및 18.7%이었으며, 2차조의 경우는 각각 72.1, 75.4, 77.6 및 70.8%이었다. 환경정화용 biochar 적용한 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안의 SS 처리효율은 1차조의 경우 각각 42.2, 52.2, 55.4 및 43.1%이었으며, 2차조의 경우 82.63, 90.1, 85.0 및 81.3%로 환경정화용 biochar를 주입한 자연정화시스템이 왕사만 주입되어 있는 자연정화시스템에 비해 봄, 여름, 가을 및 겨울 모두 높은 처리효율을 보였으며, 계절에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이었다. 계절별 T-N의 처리효율은 여름철에 가장 높았고, 겨울철에 가장 낮았다. 이는 여름철 기온이 증가함에 따라 질산화 및 탈질에 관여하는 미생물의 생육이 왕성하기 때문으로 판단되며, 미생물의 생육뿐만 아니라 자연정화시스템에 이식한 수생식물 또한 생육이 가장 왕성한 시기로 유입되는 암모니아태 질소나 질산성 질소를 식물이 흡수함에 따라 T-N의 처리효율은 증가한 것으로 판단된다. 하지만 겨울철에는 수생식물이 고사되고 미생물의 생육이 저하되기 때문에 상대적으로 다른 계절에 비해 T-N의 처리효율이 낮은 것으로 판단된다.

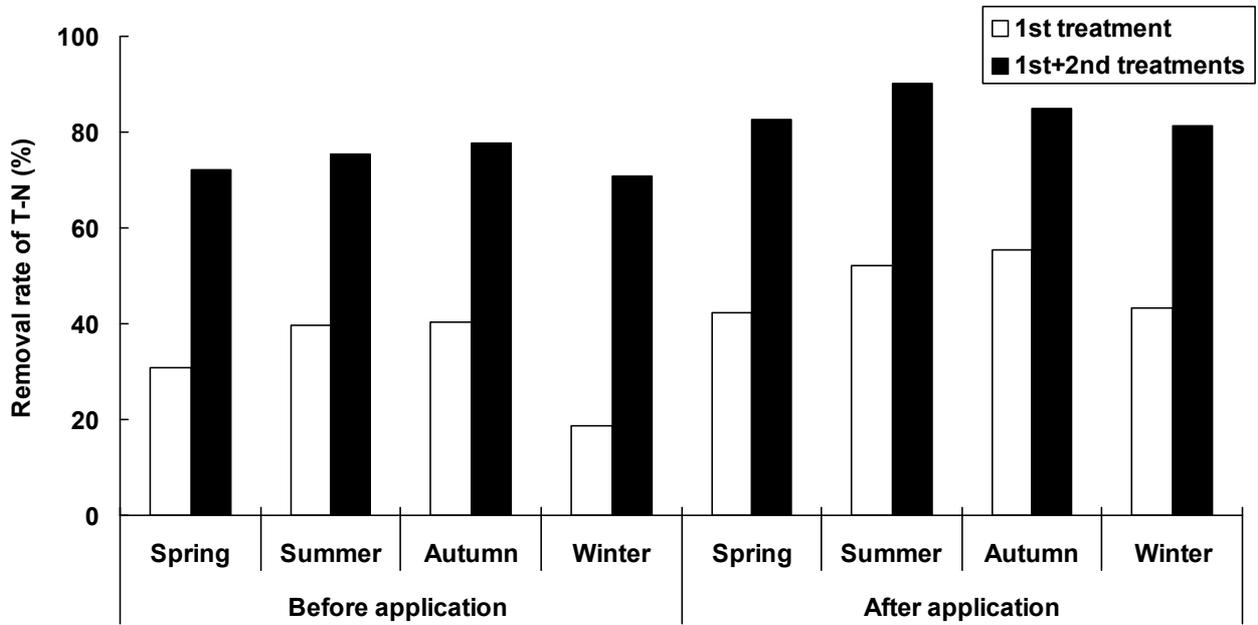


Fig. 3-252. 현장 자연정화시스템에서 biochar적용 유무에 따른 계절별 T-N 처리효율.

환경정화용 Biochar 적용 유무에 따른 자연정화시스템에서 계절별 T-P 처리효율은 Fig, 3-253에서 보는 것과 같다. 환경정화용 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안 T-P 처리효율은 1차조의 경우는 각각 60.4, 63.7, 62.6 및 63.9%이었으며, 2차조의 경우는 각각 92.9, 93.4, 91.4 및 94.0%이었다. 환경정화용 biochar 적용한 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울동안의 T-P 처리효율은 1차조의 경우 각각 89.5, 84.9, 83.7 및 82.8%이었으며, 2차조의 경우 95.8, 97.2, 96.9 및 95.5%로 환경정화용 biochar를 주입한 자연정화시스템이 왕사만 주입되어 있는 자연정화시스템에 비해 봄, 여름, 가을 및 겨울 모두 높은 처리효율을 보였으며, 계절에 따라 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다. 일반적인 자연정화시스템의 T-P의 처리는 미생물에 의한 영향보다는 시스템 내부에 증진되어 있는 여재에 의한 흡착이나 침전에 의한 영양이 주요처리기작이며, 이식된 수생식물의 의한 흡수가 대부분이므로 상대적으로 계절적인 영향을 받지 않은 것으로 판단된다. 또한 ZnCl₂로 활성화된 환경정화용 biochar의 경우는 모든 계절에서 안정적인 T-P의 처리효율을 보였다.

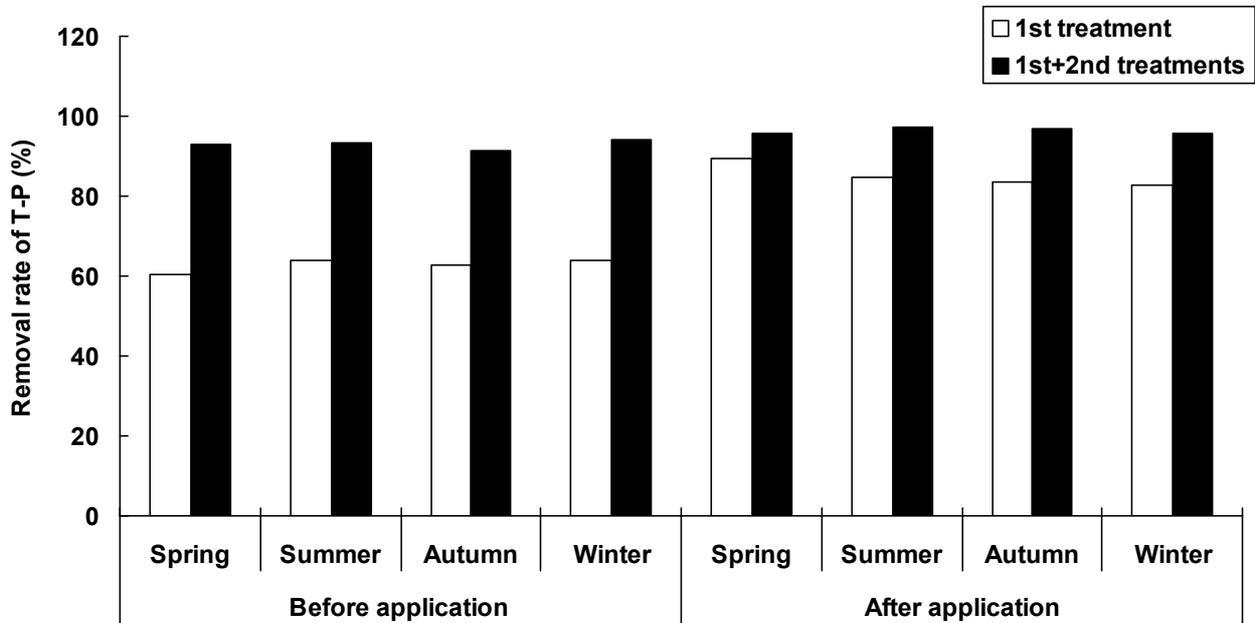


Fig. 3-253. 현장 자연정화시스템에서 biochar적용 유무에 따른 계절별 T-P 처리효율.

다) 환경정화용 biochar 유무에 따른 수처리효율

환경정화용 biochar 유무에 따른 수처리효율 조사 결과는 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지의 수처리효율 결과를 이용하였으며, 그 결과는 Fig. 3-254에서 보는 것과 같다. 환경정화용 biochar를 주입하지 않은 자연정화시스템의 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 1차조 경우 각각 37.7, 82.1, 30.7 및 62.5%이었으며, 2차조의 경우 88.3, 98.2, 73.5 및 93.1%이었다. 하지만 환경정화용 biochar를 주입한 자연정화시스템의 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율은 1차조 경우 각각 52.6, 91.5, 47.9 및 85.3%이었으며, 2차조의 경우 92.0, 99.3, 84.4 및 96.3%이었다. 자연정화시스템에서 환경정화용 biochar의 적용은 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 1차조의 경우는 14.9, 9.4, 17.2 및 22.8% 향상시킬 수가 있으며, 2차조의 경우는 3.7, 1.1, 10.9, 및 3.2% 향상시킬 수 있었다. 2차조에서 T-N을 제외한 오염물질들은 비교적 1차조에서 대부분 처리되게 유입되는 농도가 낮기 때문에 2차조에서 처리효율이 비교적 낮아 자연정화시스템에서 biochar 적용이 우수하지 않은 것으로 보이나 1차조의 처리효율을 보았을 때, 자연정화시스템에서 환경정화용 biochar 적용은 모든 오염물질에 높은 처리효율을 보이며, 특히 질소 및 인에 대한 처리효율이 매우 높은 것을 알 수 있다.

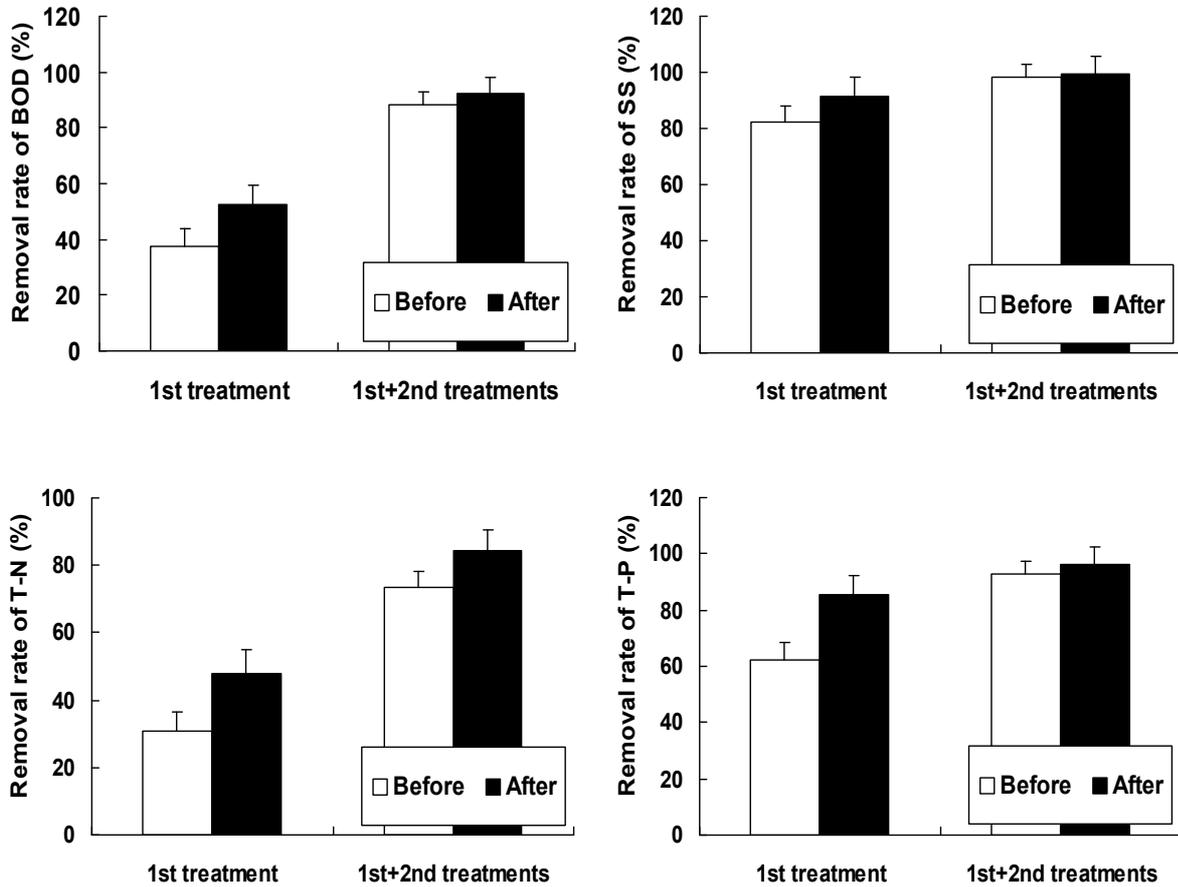


Fig. 3-254. 현장 자연정화시스템에서 환경정화용 biochar 적용 유무에 따른 오염물질의 처리 효율.

8) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가

가) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스배출 저감효율 평가

(1) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스 배출량

처리시기별 온실가스 배출량 조사는 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지 biochar 적용 유무에 따른 처리시기별 온실가스 배출량을 조사하였으며, 2013년부터 10월 2일부터 2014년 8월 4일까지는 자연정화시스템 내부 여재가 왕사만 충전되었을 경우 발생하는 온실가스 발생량을 조사하였으며, 2014년 9월 4일부터 2015년 8월 5일까지는 자연정화시스템 내부 여재를 왕사와 활성화된 biochar를 혼합하여 충전하였을 때 발생하는 온실가스 배출량을 조사하였다. 자연정화시스템에서 biochar 적용 여부에 따른 CO₂, CH₄ 및 N₂O를 발생량을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다. 자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따라 발생하는 CO₂ 발생량은 Fig. 3-255에서 보는 것과 같이 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 발생하는 CO₂의 발생량은 호기성조의 평균 126.0 mg m⁻² hr⁻¹가 발생되었으며, 혐기성조의 경우는 평균 32.3 mg

$\text{m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 가 발생되었다. Biochar를 적용한 자연정화시스템에서 발생하는 CO_2 발생량은 호기성조의 72.6-154.2 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 의 범위로 평균 103.7 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 가 발생되었으며, 혐기성조의 경우는 9.6-40.3 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 의 범위로 평균 24.7 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 가 발생되었다. 처리시기별 CO_2 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 배출되었다. 이는 호기성조가 유기물 분해가 용이하여 혐기성조에 비해 CO_2 의 발생량이 높은 것으로 판단된다.

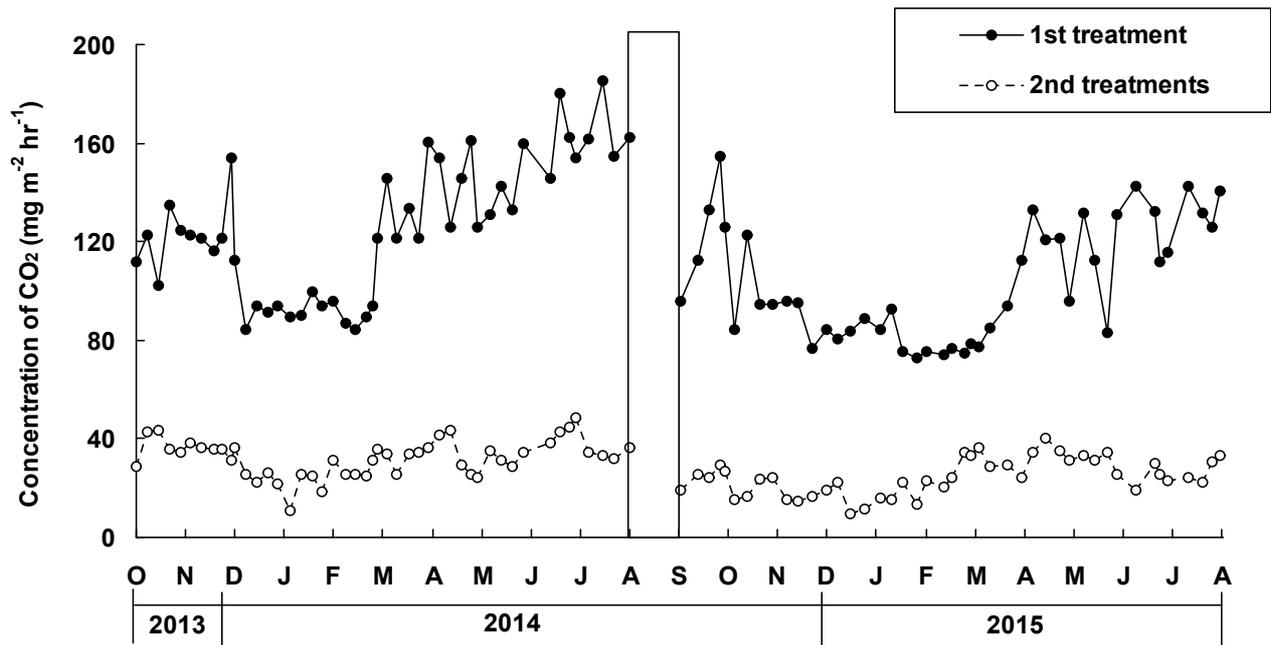


Fig. 3-255. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 CO_2 발생량.

자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따라 발생하는 CH_4 발생량은 Fig. 3-256에서 보는 것과 같이 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 발생하는 CH_4 의 발생량은 호기성조의 0.46-3.01 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 의 범위로 발생되었으며, 혐기성조의 경우는 1.26-5.66 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 의 범위로 발생되었다. Biochar를 적용한 자연정화시스템에서 발생하는 CH_4 발생량은 호기성조의 평균 0.92 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 가 발생되었으며, 혐기성조의 경우는 평균 1.90 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 가 발생되었다. 처리시기별 CH_4 발생량은 혐기성조가 호기성조에 비해 많이 배출되었다. 일반적으로 CH_4 는 혐기성조건에서 -200 mV 이하에서 메탄산화균에 의해서 발생이 되기 때문에 호기성조에 비해 혐기성조에 많은 양의 CH_4 가 배출되었다.

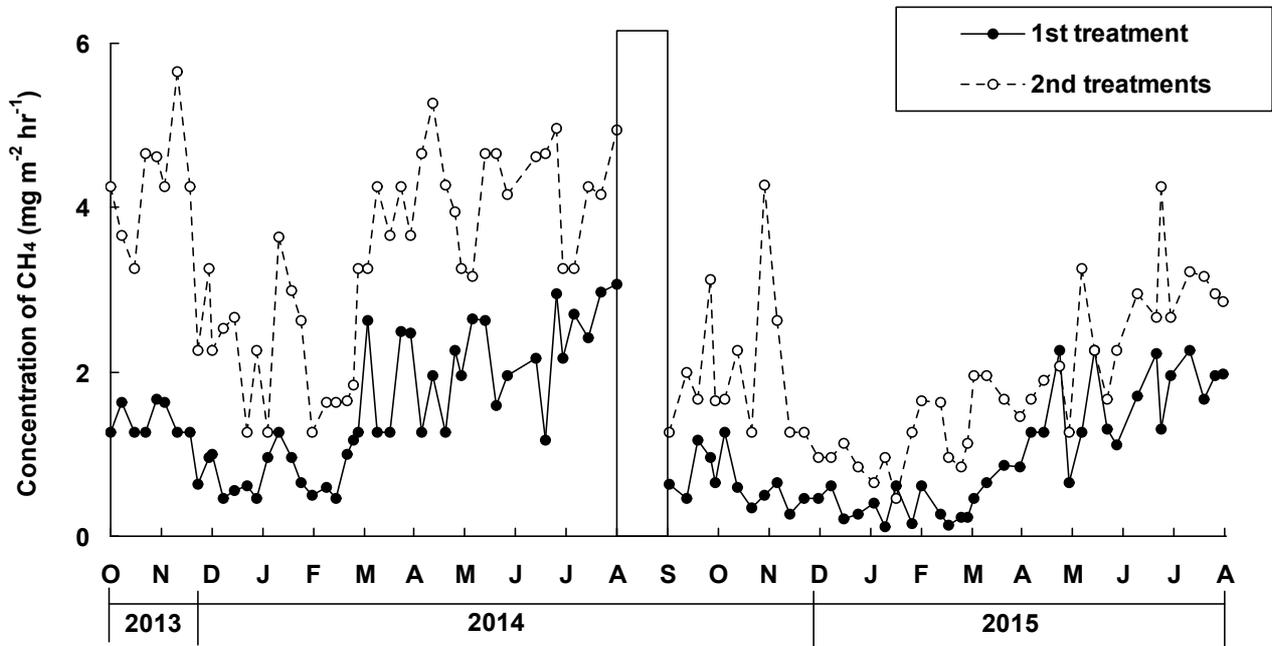


Fig. 3-256. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 CH₄발생량.

자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따라 발생하는 N₂O 발생량은 Fig. 3-257에서 보는 것과 같이 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 발생하는 N₂O의 발생량은 호기성조의 0.16-0.63 mg m⁻² hr⁻¹의 범위로 평균 0.33 mg m⁻² hr⁻¹가 발생되었으며, 혐기성조의 경우는 0.08-0.33 mg m⁻² hr⁻¹의 범위로 평균 0.19 mg m⁻² hr⁻¹가 발생되었다. Biochar를 적용한 자연정화시스템에서 발생하는 N₂O 발생량은 호기성조의 0.11-0.44 mg m⁻² hr⁻¹의 범위로 평균 0.25 mg m⁻² hr⁻¹가 발생되었으며, 혐기성조의 경우는 0.01-0.32 mg m⁻² hr⁻¹의 범위로 평균 0.13 mg m⁻² hr⁻¹가 발생되었다. 처리시기별 N₂O발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 배출되었으며, 그 차이는 크지 않았다.

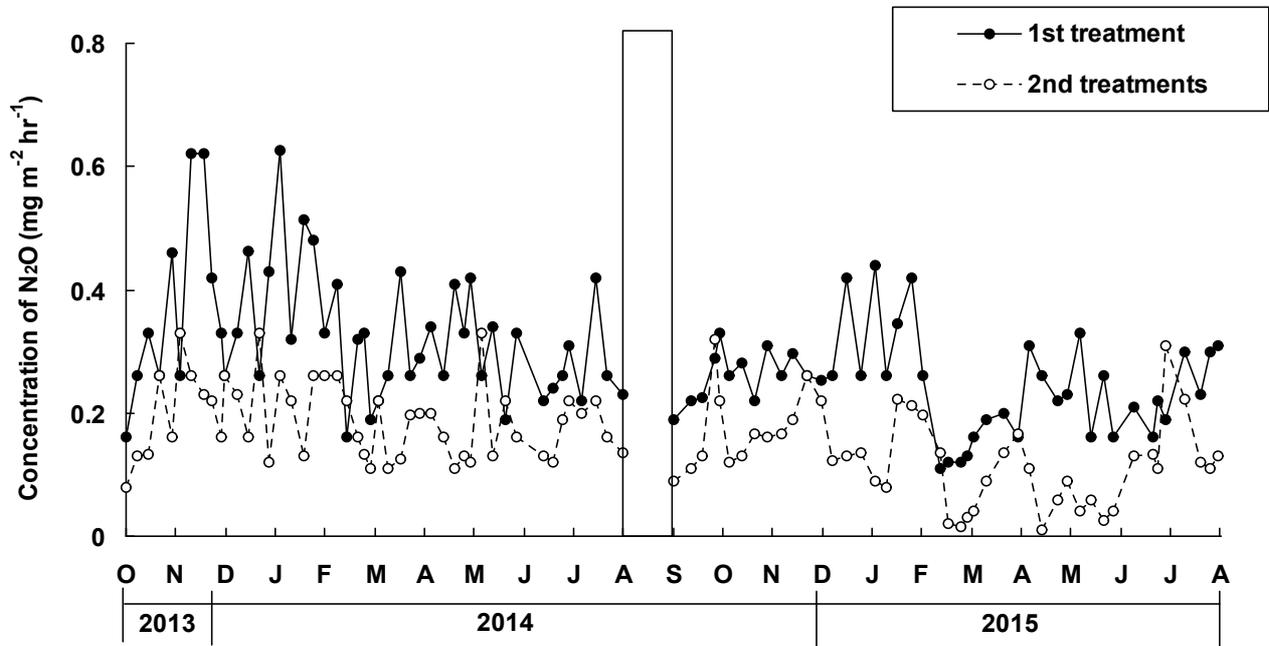


Fig. 3-257. 현장 자연정화시스템에서 처리시기별 N₂O 발생량.

(2) 자연정화시스템에서 처리시기별 온실가스배출 저감효율 평가

자연정화시스템에서 처리시기별 발생하는 평균 CO₂, CH₄, N₂O 발생량을 기준으로 하여 온실가스 총량을 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-258에서 보는 것과 같이 biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 발생하는 온실가스량은 호기 및 혐기성조가 각각 127.9 mg m⁻² hr⁻¹ 및 36.0 mg m⁻² hr⁻¹이었고, biochar를 적용한 자연정화시스템에서 발생하는 온실가스 발생량은 호기 및 혐기성조가 각각 104.9 mg m⁻² hr⁻¹ 및 26.7 mg m⁻² hr⁻¹이었다.

자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따른 온실가스 저감효율을 평가하기 위해 지구온난화지수를 구하였으며, CH₄의 경우 원래 값을 23을 곱하고, N₂O의 경우는 원래 값에 296을 곱하여 CO₂ 량으로 환산하여 모두 합쳐서 지구온난화 지수를 구하였다. Biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 지구온난화지수는 호기 및 혐기성조가 각각 259.7 mg m⁻² hr⁻¹ 및 168.5 mg m⁻² hr⁻¹이었고, biochar를 적용한 자연정화시스템에서 지구온난화지수는 호기 및 혐기성조가 각각 198.0 mg m⁻² hr⁻¹ 및 106.7 mg m⁻² hr⁻¹이었다. 자연정화시스템에서 biochar 적용에 따른 온실가스 배출저감효율은 호기성조의 경우 23.8%, 혐기성조의 경우는 36.6%의 온실가스를 저감시킬 수가 있으며, 전체 자연정화시스템은 28.8%의 온실가스 저감효율을 보였다.

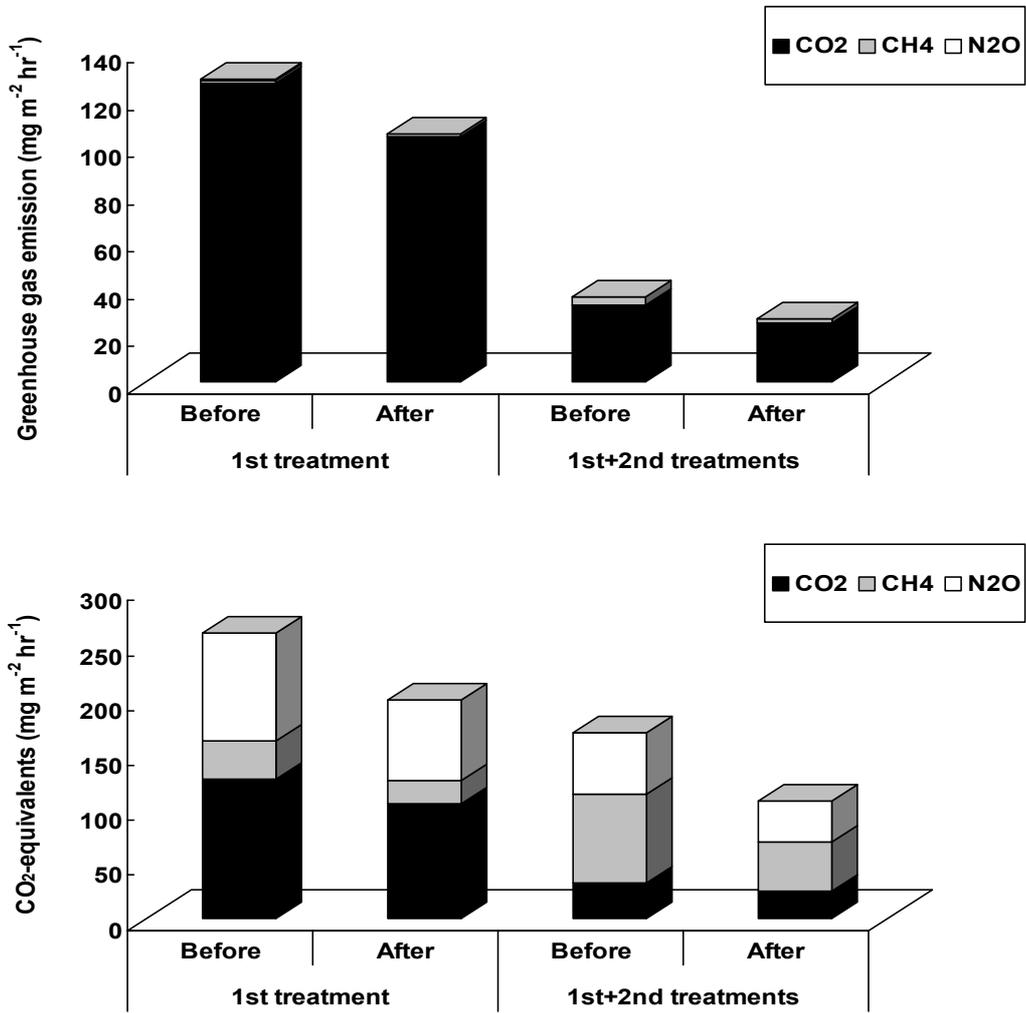


Fig. 3-258. 현장 자연정화시스템에서 총 온실가스 발생량 및 CO₂, CH₄, N₂O의 상대적인 기여도.

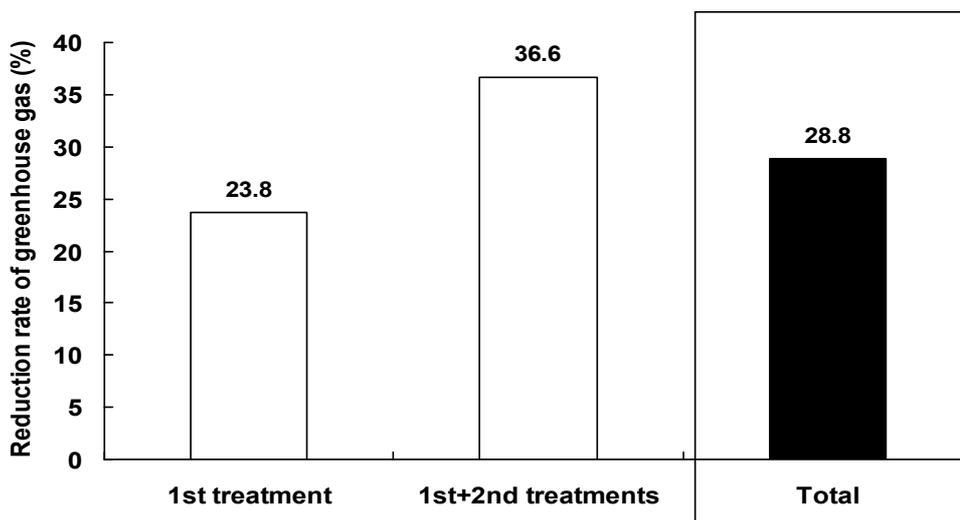


Fig. 3-259. 현장 자연정화시스템에서 각 처리조건별 온실가스 저감효율.

나) 자연정화시스템에서 계절별 온실가스배출 저감효율 평가

자연정화시스템에서 계절별 온실가스배출 저감효율 평가는 우리나라 계절별 온실가스 배출 특성을 조사하기 위해 자연정화시스템에서 2013년 10월 2일부터 2015년 8월 5일까지의 biochar 유무에 따른 온실가스 발생량의 결과를 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하여 각 계절별 평균 온실가스배출 저감효율을 평가하였다.

자연정화시스템에서 계절별 CO₂발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-260에서 보는 것과 같다. Biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 CO₂발생량은 1차조의 경우 각각 138.8, 163.3, 123.2 및 92.9 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 2차조의 경우는 각각 32.9, 38.8, 36.3 및 25.1 mg m⁻² hr⁻¹ 순이었다. Biochar를 적용한 자정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 CO₂발생량은 1차조의 경우 각각 103.8, 130.4, 107.1 및 80.3 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 2차조의 경우는 각각 32.6, 26.0, 21.1 및 19.3 mg m⁻² hr⁻¹ 이었다. Biochar 적용 유무에 관계없이 일반적으로 호기성이 혐기성에 비해 많은 양의 CO₂가 배출되었으며, 계절별로는 미생물의 활성이 좋은 여름철에 가장 많은 CO₂가 배출되었고, 미생물이 활성이 저조한 겨울철에 가장 낮은 CO₂가 배출되었다. 자연정화시스템의 계절별 수처리효율과 동일한 경향으로 미생물에 의한 영향을 많이 받는 것으로 판단된다.

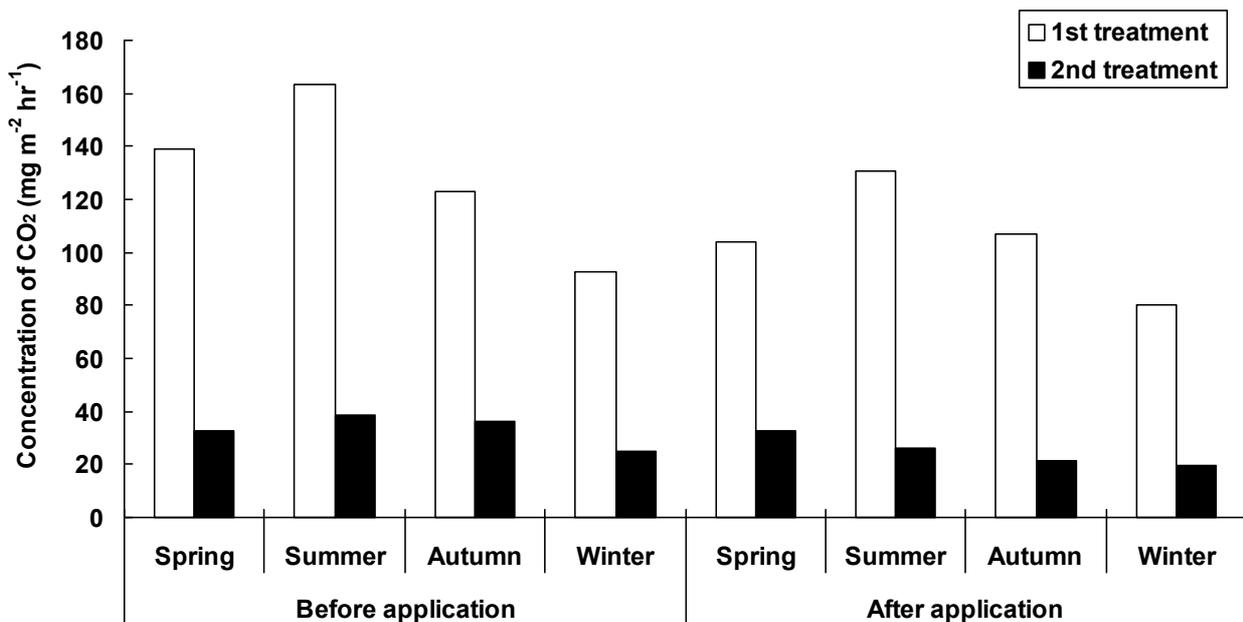


Fig. 3-260. 현장 자연정화시스템에서 biochar적용 유무에 따른 계절별 CO₂ 발생량.

자연정화시스템에서 계절별 CH₄발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-261에서 보는 것과 같다. Biochar를 적용하지 않은 자정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 CH₄발생량은 1차조의 경우 각각 1.93, 2.45, 1.28 및 0.76 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 2차조의 경우는 각각 4.03,

4.27, 4.02 및 2.11 mg m⁻² hr⁻¹ 순이었다. Biochar를 적용한 자정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 CH₄발생량은 1차조의 경우 각각 1.11, 1.79, 0.66 및 0.34 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 2차조의 경우는 각각 1.85, 3.00, 2.03 및 1.03 mg m⁻² hr⁻¹ 이었다. Biochar 적용 유무에 관계없이 일반적으로 혐기성조가 호기성조에 비해 많은 양의 CH₄가 배출되었으며, 계절별로는 여름 > 봄 > 가을 > 겨울 순으로 온도가 높을수록 많은 양의 CH₄가 발생되었다.

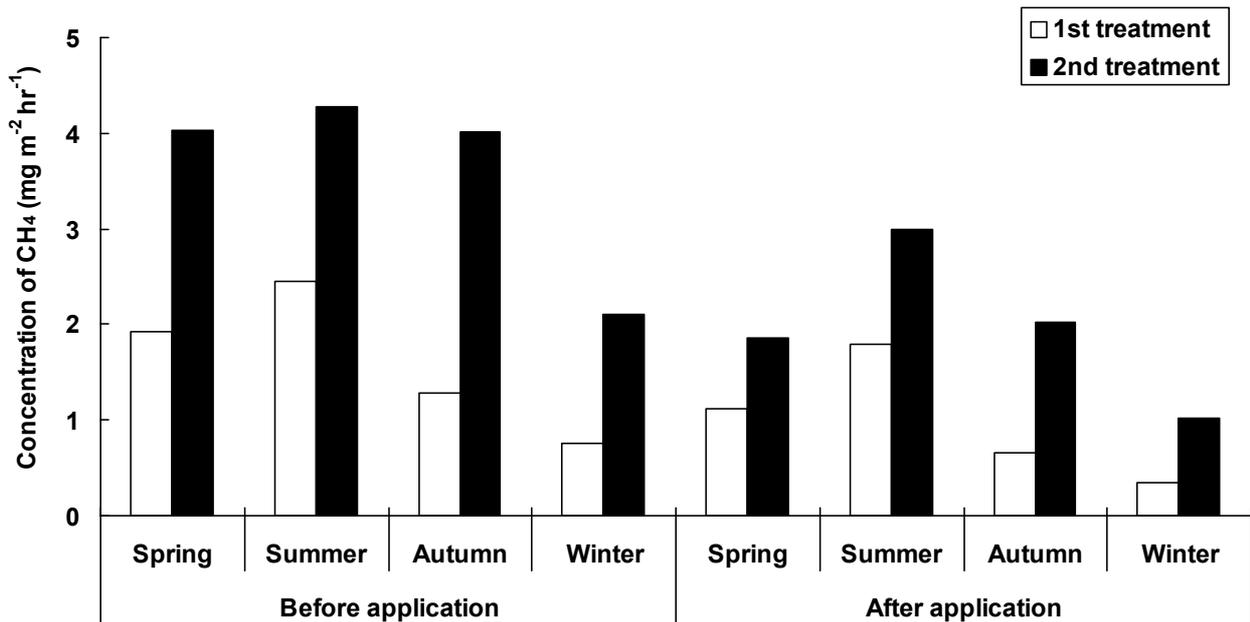


Fig. 3-261. 현장 자연정화시스템에서 biochar적용 유무에 따른 계절별 CH₄ 발생량.

자연정화시스템에서 계절별 N₂O발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-262에서 보는 것과 같다. Biochar를 적용하지 않은 자정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 N₂O발생량은 1차조의 경우 각각 0.30, 0.27, 0.37 및 0.37 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 2차조의 경우는 각각 0.17, 0.17, 0.19 및 0.21 mg m⁻² hr⁻¹ 순이었다. Biochar를 적용한 자정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 N₂O발생량은 1차조의 경우 각각 0.21, 0.23, 0.26 및 0.27 mg m⁻² hr⁻¹이었으며, 2차조의 경우는 각각 0.07, 0.15, 0.17 및 0.13 mg m⁻² hr⁻¹ 이었다. CO₂와 CH₄ 배출량과는 달리 호기성 및 혐기성조에 관계없이 비슷한 N₂O 배출량을 보였으며, 계절에 따라서도 별다른 차이 유사한 경향이였다. 또한 Biochar 적용에 따라 N₂O배출량이 다소 감소하는 경향이 있었지만 그 차이는 미미하였다.

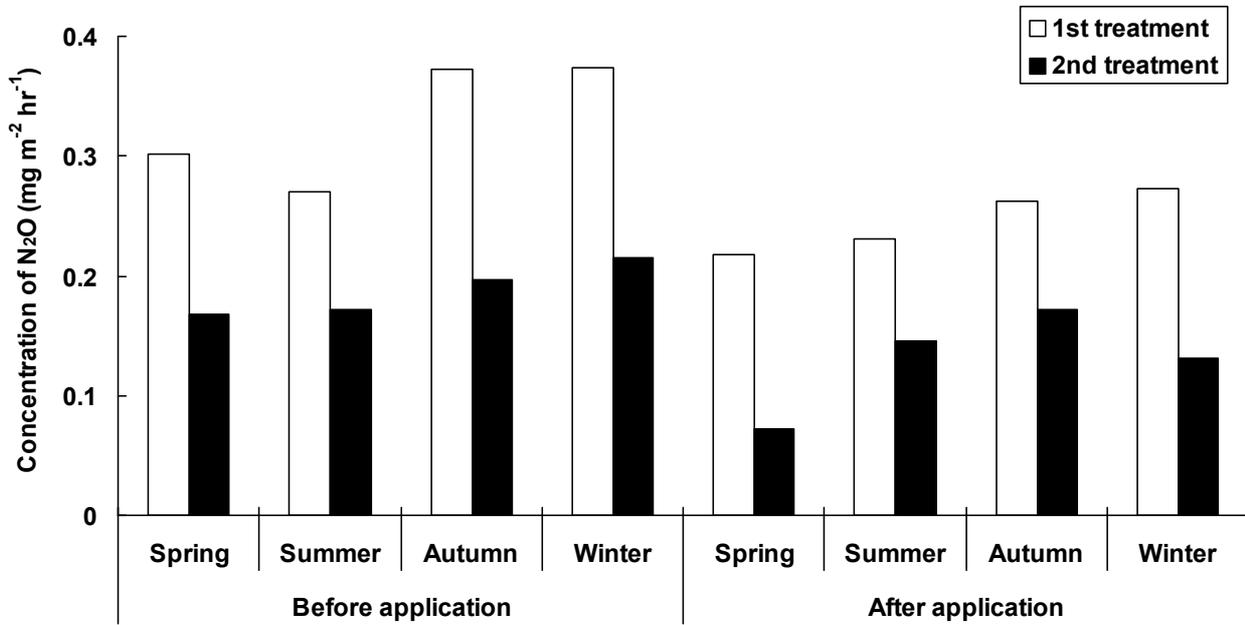


Fig. 3-262. 현장 자연정화시스템에서 biochar적용 유무에 따른 계절별 N₂O 발생량.

자연정화시스템에서 계절별 발생하는 평균 CO₂, CH₄, N₂O 발생량을 기준으로 하여 온실가스 총량을 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-263에서 보는 것과 같다. biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 온실가스량은 1차조의 경우 각각 141.0, 166.0, 124.8 및 84.0 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 2차조의 경우는 각각 37.1, 43.3, 40.5 및 27.4 mg m⁻² hr⁻¹이었다. biochar를 적용한 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 발생하는 온실가스량은 1차조의 경우 각각 105.1, 132.5, 108.0 및 94.0 mg m⁻² hr⁻¹이었고, 2차조의 경우는 각각 34.6, 29.1, 23.3 및 20.5 mg m⁻² hr⁻¹이었다. 이상의 결과로 자연정화시스템에서 발생하는 온실가스 배출량은 여름 > 봄 ≒ 가을 > 겨울 순으로 기온에 많은 영향을 받는 것을 알 수 있었다.

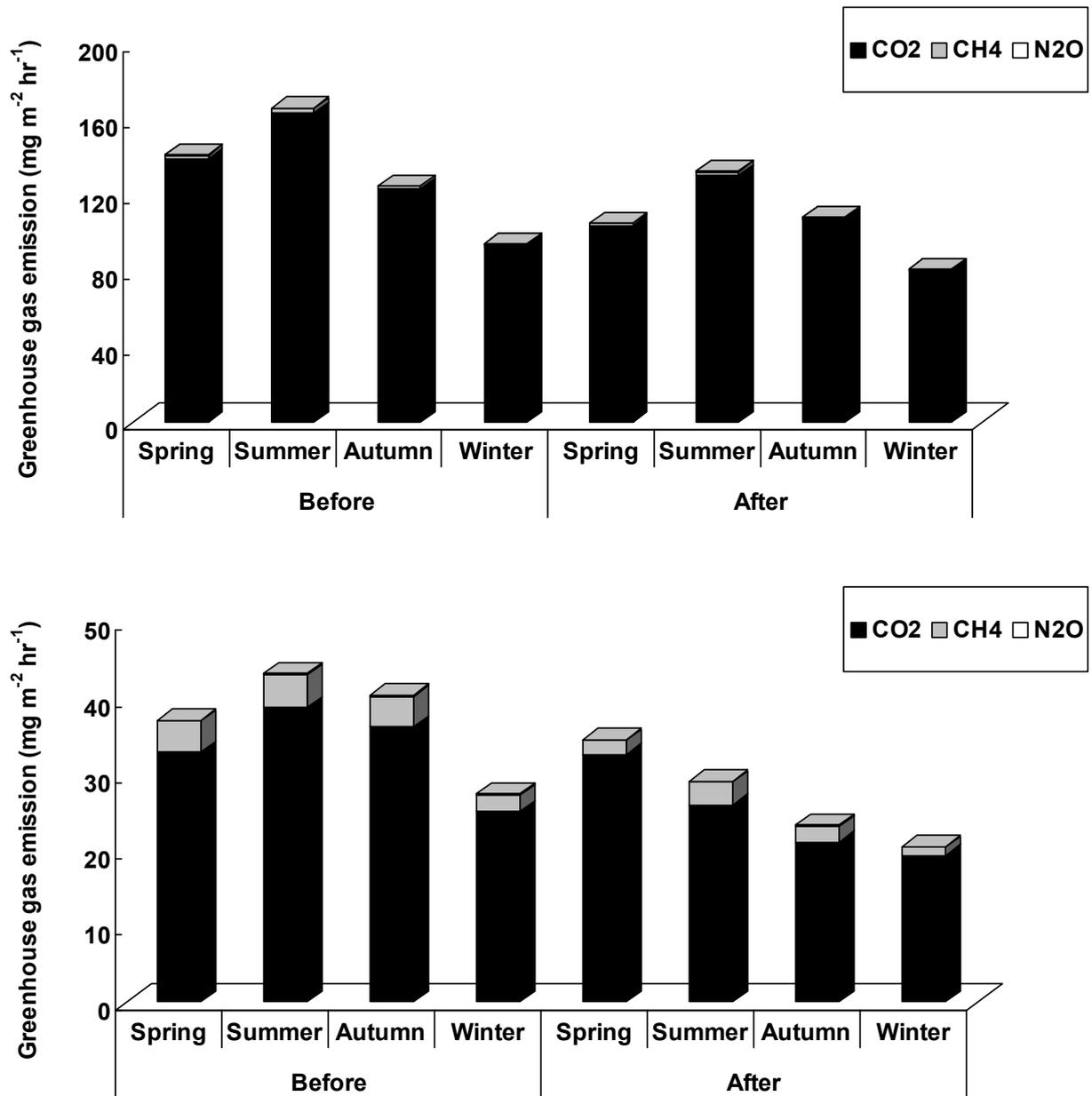


Fig. 3-263. 현장 자연정화시스템에서 계절별 총 온실가스 발생량.

자연정화시스템에서 biochar 적용 유무에 따른 계절별 온실가스 저감효율은 지구온난화 지수를 이용하여 조사하였다. Biochar를 적용하지 않은 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 지구온난화지수는 1차조의 경우 각각 272.5, 299.4, 262.8 및 221.0 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 이었고, 2차조의 경우는 각각 175.3, 187.7, 186.8 및 137.0 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 이었다. biochar를 적용한 자연정화시스템에서 봄, 여름, 가을 및 겨울에 지구온난화지수는 1차조의 경우 각각 193.7, 240.1, 199.9 및 168.8 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 이었고, 2차조의 경우는 각각 96.5, 137.9, 118.6 및 81.9 $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 이었다. 계절적으로 발생하는 온실가스 배출특성을 보았을 때, 호기성조에서 여름에 CO₂나 CH₄의

발생량이 다른 계절에 비해 높게 배출되었으며, 혐기성조의 경우에는 여름에 CH₄의 배출량이 가장 많았고, 겨울에 가장 작게 배출되었다.

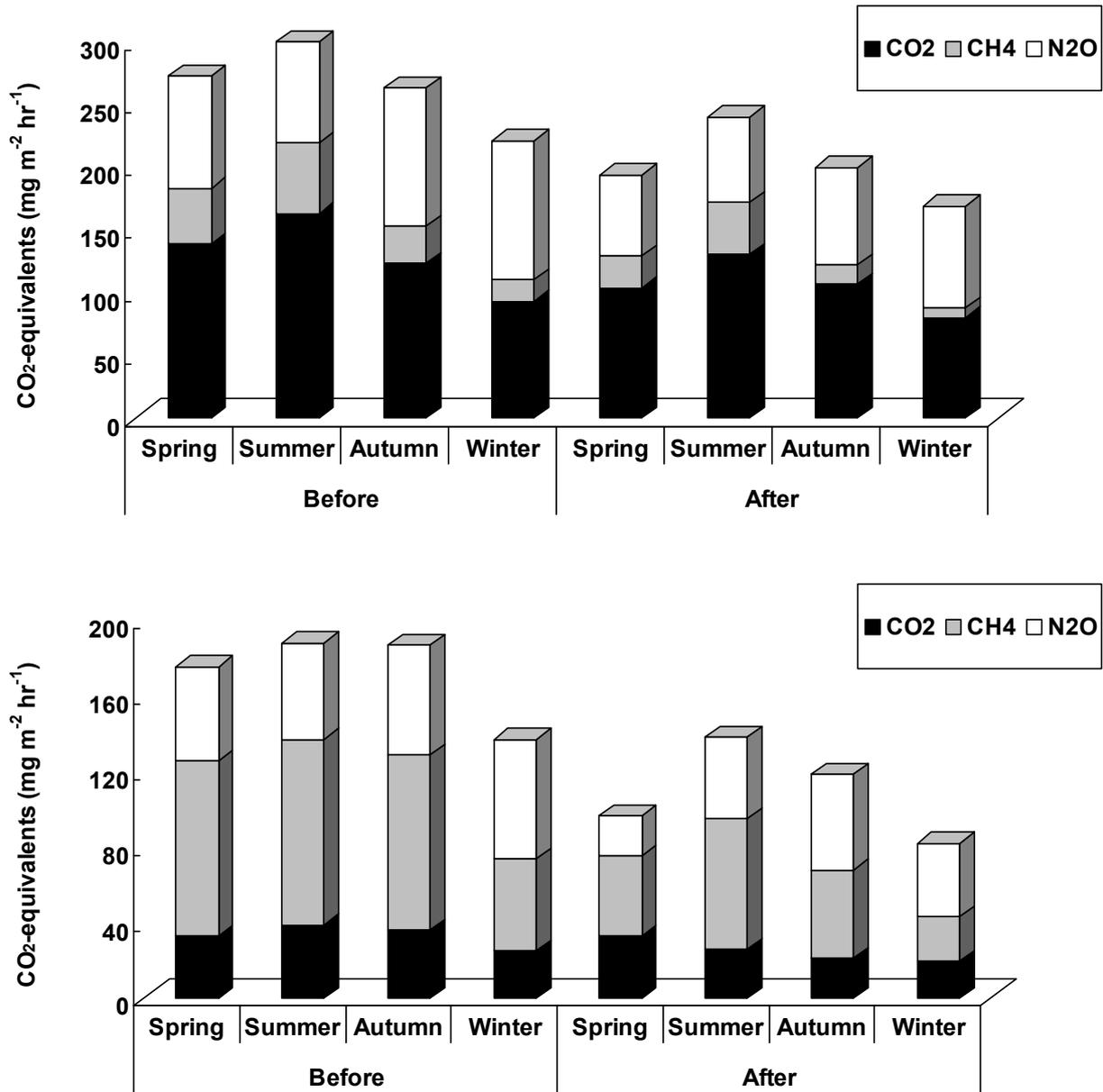


Fig. 3-264. 현장 자연정화시스템에서 계절별 발생하는 총 온실가스 발생량에 대한 CO₂, CH₄, N₂O의 상대적인 기여도.

9) 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침

가) 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화

자연정화시스템의 설계규격화는 본 연구를 기반으로 제시하였으며, 공동이용형의 경우는 일일 유입되는 최대 폐수용량을 35톤으로 기준으로 설계하였다. 지구온난화 대응 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계는 Fig. 3-265에서 보는 것과 같다. 하루에 최대 폐수처리용량을 35톤으로 가정할 때의 습지의 규모는 가로 5 m x 세로 7 m x 높이 1 m 로 총 용량은 35 m³이며 호기성 및 혐기성조 모두 합한 습지의 용량은 70 m³으로 자연정화시스템을 설계 및 규격화 하였다.

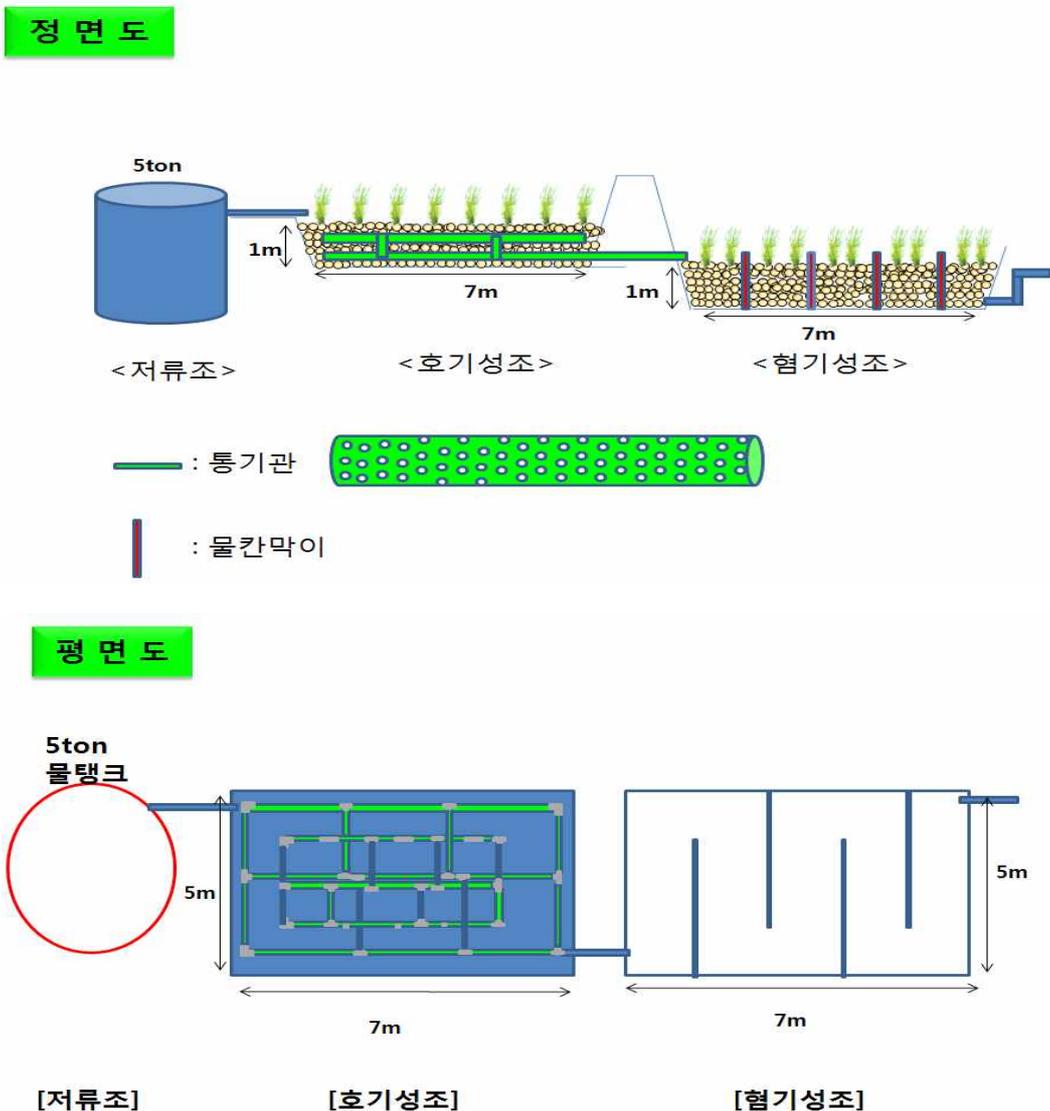


Fig. 3-265. 온실가스배출저감 자연정화시스템의 정면도 및 평면도.

습지의 시공은 주요 단계별로 총 8단계로 세분화하여 하였으며, 각 단계는 Fig. 3-266에서 보는 것과 같다.



Fig. 3-266. 온실가스배출저감 자연정화시스템의 시공절차.

1단계로 자연정화시스템 틀을 만들기 위하여 굴착기를 이용하여 굴착작업을 실시하고 호기성조의 조건을 만족하기 위하여 폐수의 유입 유출을 고려하여 경사진 부분을 선정하여 작업하는 것이 용이하나 장소가 여유치 않을 경우는 인위적으로 땅을 쌓아 호기성조를 구축하고 물의 흐름을 위하여 배관의 구매를 주면 된다.

2단계는 차수막 작업으로서 유입된 폐수의 유출을 방지하기 위하여 물의 누수가 완전히 차단될 수 있는 재료를 선정해야 하며, 본 실험에서는 가로 7 m×세로 25m× 두께 2mm HDPE Sheet를 사용하였으며, 습지의 용량에 맞게 일부분 절단하여 사용하여야 한다. 또한 혐기성조의 경우 여재에 충분히 오염물이 흡착될 수 있도록 하기 위하여 Fig. 3-267에서 보는 것과 같이 물의 흐름을 지그재그 방식으로 흐르게 하기 위하여 차수막을 일정부분 잘라 습지에 열분사기를 이용하여 접합하도록 해야 한다.



Fig. 3-267. 혐기성조 물 흐름막 구조 및 접합작업.

3단계는 통기관 작업으로서 차수막 작업이 완료되고 난 후 호기성조 산소의 공급이 원활하게 될 수 있도록 통기관 작업을 실시한다. 통기관은 Fig. 3-268에서 보는 것과 같이 단일 통풍형 및 이중 통풍형으로 제작이 가능하나 습지의 깊이가 1m 인 것을 고려할 때 이중 통풍형이 질소 및 유기물 처리에 효과적일 것으로 판단하였으며, 본 연구진의 선행연구 결과에서도 이중 통풍형으로 제작된 소형인공습지에서 오염물질의 정화효율이 우수한 것으로 알려져 있다. 통기관은 하부 통기관과 상부 통기관을 연결하는 시스템으로 제작하였다.

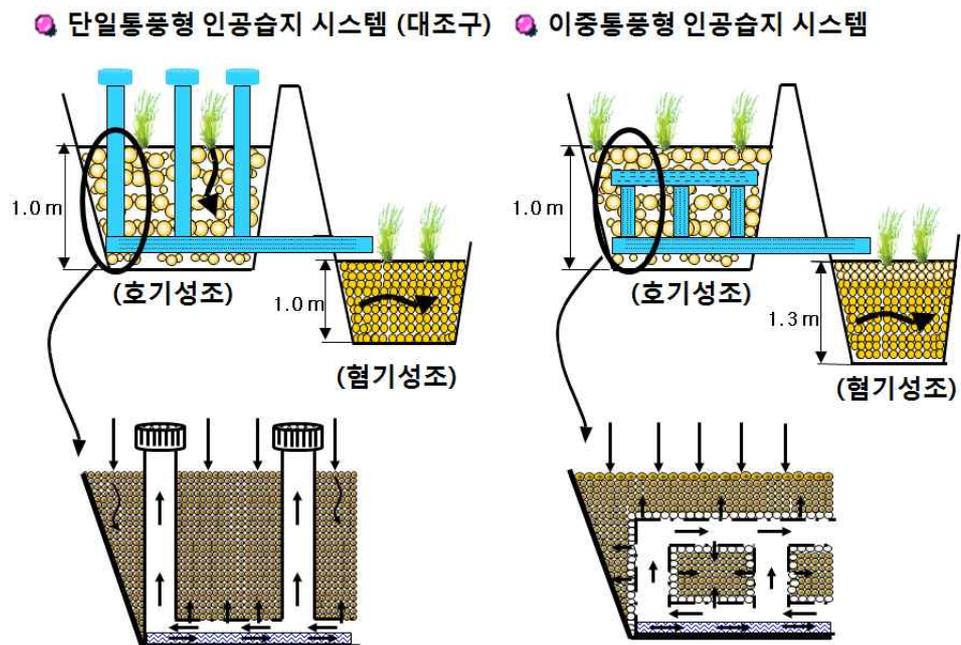
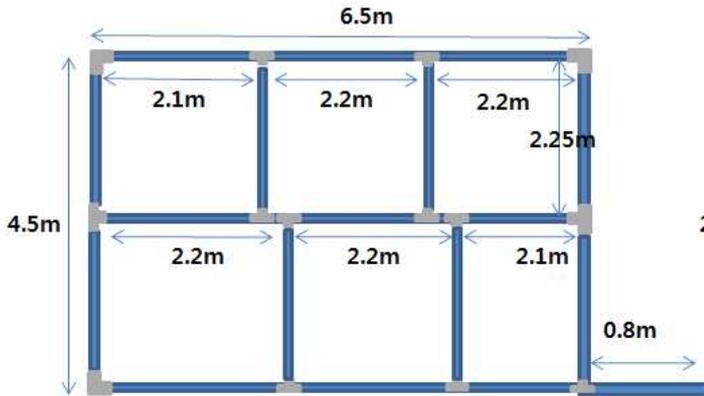
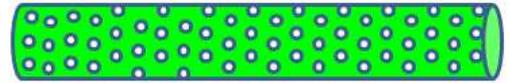


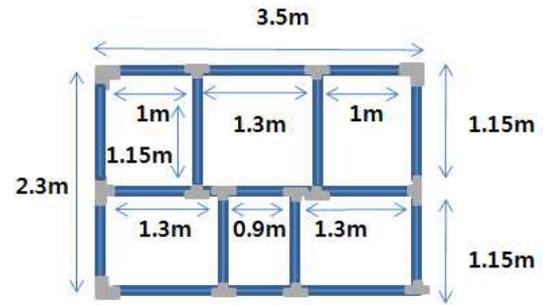
Fig. 3-268. 단일통풍 및 이중통풍 통기관의 구조 및 공기흐름.

호기성조 통기관 규격

통기관



<하부 통기관>



<상부 통기관>

Fig. 3-269. 현장 자연정화시스템의 호기성조 통기관 규격.

4단계는 배관작업으로서 통기관 작업이 완료되고 통기관과 호기성조 배관을 서로 연결하여 호기성조 배관을 통하여 산소가 호기성조 안으로 유입되는 방식으로 작업을 하고 혐기성조 배관은 혐기성조의 특성상 혐기적 조건을 만족하기 위하여 Fig. 3-270에서 보는 것과 같이 혐기성조안에 처리수가 일정수위 만큼 높아져야 배출되는 시스템으로 제작하였으며, 가뭄이나 집중 강우시를 고려하여 혐기성조 유출 배관은 수위조절이 가능하게 설계 및 제작하였다.



Fig. 3-270. 수위조절이 가능한 혐기성조 배수관 작업.

집수로로 유입되는 배관인 송수관의 경우는 겨울철 동파를 방지하기 위하여 보온제로 마감 처리를 하였으며 외부의 압력으로 인한 파손을 방지하기 위하여 Fig. 3-271에서 보는 것과 같이 일정수준으로 땅을 굴착하여 매설하였다. 또한 배관작업시 충전된 여재나 본 연구의 핵심인 biochar가 유실되지 않도록 유출배관 입구에는 철망과 천으로 된 땅을 이용하여 여재가 유실되지 않도록 제작하였다.



Fig. 3-271. 송수관 및 배관 작업.

5단계는 여재충진 작업으로서 습지의 외부 및 내부 구조가 완성되고 나면 습지 안에 여재를 충전시킨다. 호기성조의 경우는 유입되는 폐수로부터 직접적인 영향을 받는 곳으로 유기물이나 혐잡물들의 영향으로 인하여 공극폐쇄현상이 올수가 있다. 공극폐쇄현상이 오게 되면 오염물질이 집적되어 물의 흐름이 원활하지 않게 되고 산소의 공급이 원활하지 않아 유기물의 분해 질소의 질산화 과정을 충분히 만족시킬 수가 없다. 그래서 물의 흐름을 용이하게 하기 위하여 비교적 입자가 굵은 여재를 사용하는 것이 바람직하며, 본 연구에서는 2-4mm 정도의 왕사를 이용하여 충전하였다. 또한 습지 여재의 경우 오염물질의 성상에 다양한 여재가 사용될 수 있으며, 본 연구에서는 왕사와 $ZnCl_2$ 로 활성화된 biochar를 3:1로 혼합하여 본 연구에 사용하였다.

혐기성조의 경우 1차적으로 호기성조에서 유기물이나 혐잡물이 대부분은 제거된 유출수가 유입되기 때문에 오염물질의 여과 및 흡착이 용이하기 위하여 비교적 입자가 작은 여재를 선정하는 것이 바람직하다. 또한 본 자연정화시스템의 경우는 혐기성조 여재로 1-2mm의 왕사를 사용하였으며, 추가로 $ZnCl_2$ 로 활성화된 biochar를 3:1로 혼합하여 혐기성조 여재로 사용하였다. 또한 본 자연정화시스템은 겨울철 수생식물이 고사되게 되고 그대로 방치시 수계오염과 대기오염물질을 발생하게 되는 문제점이 발생한다. 그래서 상기 4)항의 연구결과에서와 같이 겨울철 고사되는 수생식물을 절취하여 활성화된 biochar를 제조하고, 제조된 biochar를 습지여재로 충분히 활용가능하다.

6단계는 수생식물 이식하는 작업으로서 호기성조 및 혐기성조가 완성되고 나면 오염물질의 처리효율 증대와 주변 환경과의 조화를 위하여 수생식물을 이식하게 된다. 수생식물은 인근수변의 어떠한 수생식물도 적용이 가능하나 일반적으로 갈대, 노랑꽃창포, 부들, 줄, 이삭사초 등이 적용이 용이하다. 또한 Seo et al. (2006)등의 연구결과에 따르면 호기성조의 경우 갈대의 뿌리가 깊이 뻗어서 여재입자사이에 충분한 공간을 제공하고 산소의 공급이 원활하다고 보고가 되어져 있으며, Park et al. (2013)의 경우는 혐기성조의 경우는 노랑꽃창포가 오염물질 (N 및 P)의 흡수율이 가장 높다고 보고되어진 바 있다. 이상의 결과를 바탕으로 하여 본 연구에서는 호기성조에는 갈대를 이식하였고, 혐기성조에는 노랑꽃창포 및 부들을 이식하였다.

하지만 이러한 수생식물들은 겨울철 기온이 낮아지게 되면 고사가 되게 되고 이들은 결국 토양미생물들에 의해 분해되어 대기 중으로 오염물질을 방출하거나 수계로 오염물질을 유출하게 된다는 문제점이 있다. 이러한 문제점을 해결하기 위하여 현재 수생식물이 생육이 끝난 뒤 겨울철에는 수생식물을 절취하여 습지 외로 수생식물을 제거하고 있으나, 이들 수생식물들은 별 다른 처리방법없이 습지주변에 방치하거나 소각하고 있는 실정이다. 방치나 소각과 같은 처리방법들은 수계나 대기로 2차오염원이 될수 있다는 문제점이 있다. 그래서 본 연구에서는 수생식물을 이용한 biochar와 제조와 이를 이용한 중금속 흡착특성을 조사한 결과 중금속 흡착능이 매우 우수하였으며, 충분히 습지의 여재로 사용가능하다는 결과를 얻었다. 이와 같이 수생식물을 이용하여 습지여재로 사용하게 된다면 상기 4)항의 연구결과에서와 같이 자원순환형 인공습지 제작이 충분히 가능할 것으로 판단된다.

7단계는 조경작업으로 수생식물 이식이 완료되게 되면 습지주변을 주변의 환경과 조화롭게 조성하기 위하여 습지주변은 조경돌과 잔디를 이용하여 조경을 하게 된다. 계절적으로 꽃이 활짝피는 작은 묘목을 이식한다.

8단계 상기 1-7단계의 모든 과정을 마치게 되면 자연정화시스템 시운전을 한다. 미생물의 활성을 위하여 1개월간 시운전을 실시하며, 폐수의 유입량은 비교적 적게 유입하여 습지조 내부를 전체적으로 안정화를 시키며, 운전시 문제점이 없는가 각 단계를 확인하고, 물의 흐름이 원만한지를 관찰하게 된다. 본 자연정화시스템을 설계 및 제작함에 있어 사용된 모든 재료의 규격 및 수량은 Table 3-36에서 보는 것과 같다.

본 자연정화시스템의 설계는 소규모 마을단위 하수처리장을 설계 및 제작하기 위한 규격으로서 오염물질의 발생량 및 유입농도에 따라 자연정화시스템의 규모 및 필요한 자재의 규모 및 수량은 변경이 가능하다. 또한 마을단위에서 배출되는 오염물질의 발생량 및 유입농도에 따라 설계를 하다보면 많은 부지면적 및 경제적 비용이 소요된다는 문제점이 발생하게 된다. 이에 필요에 따라 전처리조나 후처리조를 설계 및 시공이 가능하다.

Table 3-36. 본 온실가스배출저감 자연정화시스템에 소요되는 재료의 규격 및 수량

품명	규격	단위	수량
PVC 파이프(VG1)	직경 125mm x 길이 4m	개	30
PVC 파이프(VG1)	직경 100mm x 길이 4m	개	5
스텐망	24 mesh X 30m	롤	1
PVC 파이프(VG1)	직경 30mm x 길이 4m	개	5
연결부품 (L형)	30mm	개	5
연결부품 (T형)	30mm	개	15
연결부품 (L형)	직경 125mm	개	15
연결부품 (L형)	직경 100mm	개	14
연결부품 (T형)	직경 125mm	개	40
연결부품 (발포피팅)	직경 100mm	개	1
연결부품 (발포소켓)	직경 100mm	개	1
주입 수도관(PE)	직경 50mm x 길이 100m	롤	2
원수배관(스테인레스)		개	1
주입유도관 앤드플러그	50mm	개	1
물탱크	3000L	개	1
보온재(은박가교)	10T X 50A X 1m	개	150
특수정량펌프	6000CC/min		1
클라인더 날	4 inch x 10pcs	개	5
PVC본드	250ml	개	30
테프론	12mm x 10m	개	30
실리콘	300ml/CTG	개	20
코팅장갑		개	100
여재운반(자갈)	15ton dump	대	2
여재운반(왕사)	15ton dump	대	5
여재운반(호박돌)	15ton dump	대	1
차수막	2mm x 7m x 25m	롤	1
잔디	3.3m ²	개	36
묘목	20cm x 20cm	개	50
중장비 (굴삭기)	3 ton	회	2

나) Biochar활용 자연정화시스템의 운영관리지침

Biochar활용 자연정화시스템의 운영관리지침은 처리공법을 효과적으로 관리 및 유지 할 수 있는 방안을 검토하여 작성하였으며, 세부내용은 다음과 같다.

● 유지관리의 목적

○ 유지관리의 목적

- Biochar활용 자연정화시스템의 상태를 체계적이고, 주기적으로 기록하며, 안정성을 확보하고, 설계목적에 부합 되도록 보장
- 손상을 조기에 발견하고, 향후 발생된 손상을 예측 및 보수, 보강, 개축 등의 의사결정에 필요한 자료 제공
- 점검결과의 전산관리를 통해 합리적인 유지관리 계획수립 및 예산의 최적분배 실현
- 축적된 점검결과의 분석을 통한 향후 설계, 시공 개선

● 유지관리 업무

유지관리 업무에는 점검, 판정, 조치 및 기록 등을 포함한다.

○ 유지관리 업무

- 점검업무는 일상점검, 정기점검, 특별점검, 정밀진단, 안전진단, 추적조사를 의미한다. 본 지침서에서는 주로 일상점검, 정기점검, 특별점검을 대상으로 작성되었기 때문에 정밀 안전진단 및 추적조사는 해당 요령이나 지침을 참조해야 한다.
- 점검결과 발생한 손상에 대한 판정이 필요하다. 손상상태는 발생부위와 그 심각도에 따라 상태등급을 이용하여 판정한다.
- 판정결과 보수가 필요하다고 판단된 손상에 대해서는 적합한 조치를 취해야 한다. 손상에 대한 조치로는 해당 손상에 대한 보수와 보강 및 개축이 있으며, 이런 종류의 보수 및 보강 조치이외에 발생한 손상에 관계없이 주기적으로 조치가 필요한 부위에 대해서는 일상조치로 관리한다.
- 점검결과와 보수 필요성 및 조치결과는 적합한 형식에 따라 기록되어야 한다. 이 기록은 전산관리 시스템의 입력 자료로써 활용될 수 있다.

● 유지관리 흐름도 및 작업계획

○ 유지관리 흐름도

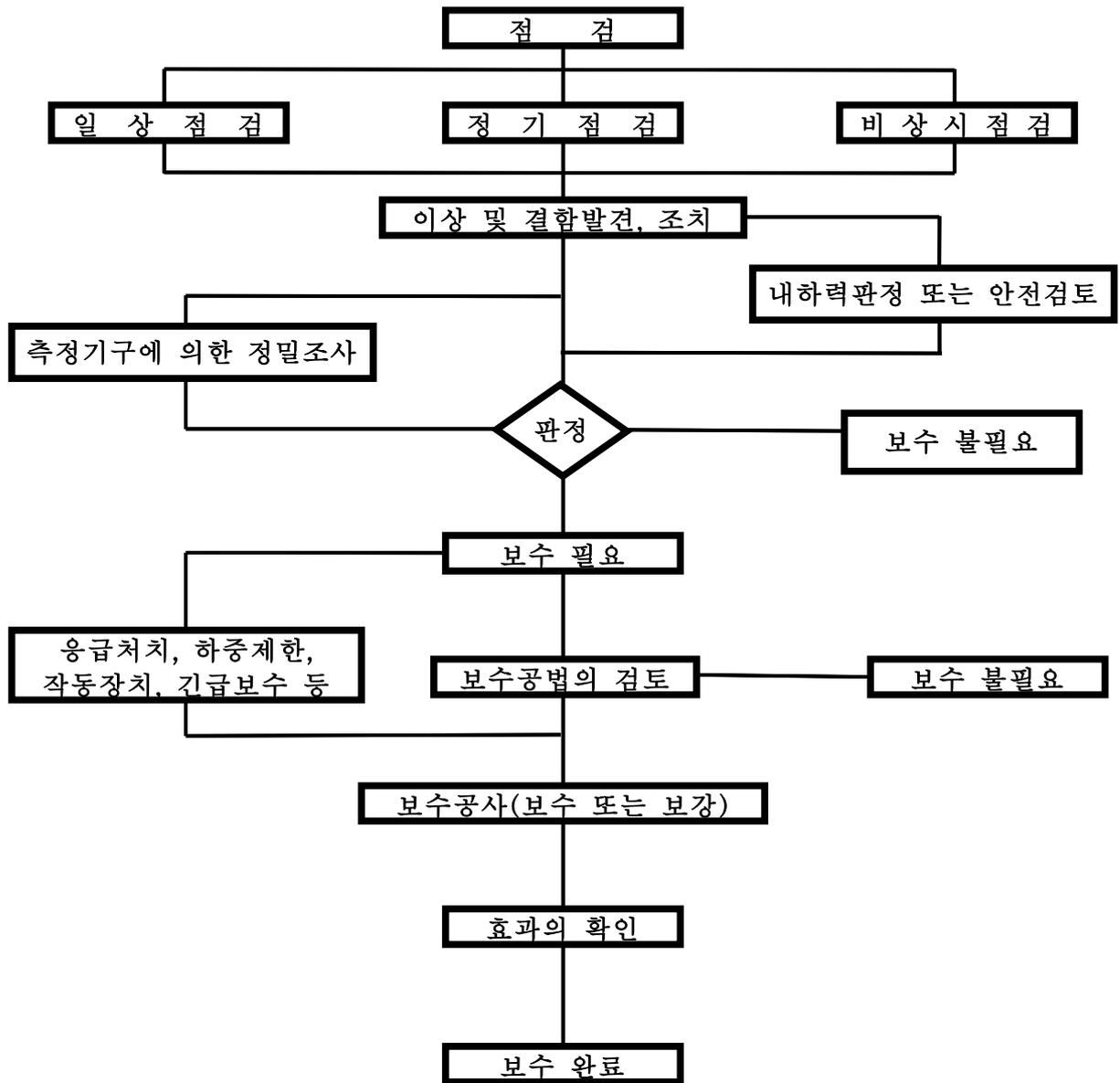


Fig. 3-272. Biochar활용 자연정화시스템의 유지관리 흐름도.

○ 유지관리 작업계획

작업을 원활하게 하고 능률적으로 실시하기 위해서는 작업계획을 합리적으로 수립하고 작업 실시는 계획에 따라 면밀한 준비와 세심한 주의를 하면서 작업이 실시되어야 하며 그 결과는 기록유지 되도록 자료를 정리하여야 한다.

• 연간 작업계획

Biochar활용 자연정화시스템 상태를 일제히 조사하여 유지보수 대상 작업량을 확정하고 작업시기, 투입인원, 소요자재, 소요예산을 판단하여 연간 유지보수 작업계획을 수립하여야 한다.

• 분기 작업계획

연간 수립된 작업계획과 분기에 지시된 사업을 종합하여 유지보수 작업계획을 확정 작업시기, 투입인원, 소요자재, 소요예산을 판단하여 분기간 유지보수 작업계획을 수립하여야 한다.

• 주간작업계획

연간 작업계획과 분기 작업계획 및 지시된 사업을 종합하여 유지 보수 작업계획을 세분화 작성하고 작업시기, 투입인원, 소요자재, 소요예산을 판단하여 주간 유지보수 작업계획을 수립 시행되도록 하여야 한다.

• 일일작업계획

주간 작업계획과 지시된 사항을 토대로하여 일일작업 계획을 전일에 작업반별로 위치, 작업내용, 작업량, 인원, 자재소요량을 세밀히 판단 적정한 규모와 경제적인 방법으로 시행되도록 일일 작업계획을 수립 운영할 것이며 일일 작업계획에는 악천후를 고려한 대체작업 계획을 동시에 수립 운영 되도록 하여야 한다.

● Biochar활용 자연정화시스템 유지 및 관리

시스템	구성시스템 특성 및 상태	시설물 적정관리 방안
집수조	○송수관 막힘	○일시적인 점검으로 송수관 및 유입펌프를 모니터링
	○침전물에 쌓임 ○유입펌프 불량 ○유입관 및 송수관 겨울철 동파	○침전물의 양을 주기적으로 모니터링하여 침전물 제거 필요 ○유입관 및 송수관 보온제 확인 및 보수시 관리
호기성조	○산소의 공급의 원활하여 유기물의 분해와 유기태질소를 질산화 시키기 위한 구역	○체류시간 조절 필요 ○유입수 분배장치 관리 및 모니터링
	○체류시간 짧음 ○유입수에 의한 유기물 표층에 집적 ○수분부족으로 인한 수생식물 활착 저하	○수생식물인 갈대의 활착 및 뿌리 상태 확인 ○유기태질소의 질산화 과정을 측정하여 필요시 송풍팬을 설치하여 질산화가 원활하도록 유도 ○다량의 유기물 표층 집적시 표층관리 및 여재교체 실시
혐기성조	○수위조절로 조 내부가 혐기적 조건을 유지하면서 질산화된 질소의 탈질을 유도하고, 오염물질의 흡착이 용이한 구역 ○상부에 잡풀 생육 ○불균일한 수질흐름	○균일한 수질흐름 유도방안 강구 ○정화식물 대체 (재이식) 방안 강구 ○수생식물 제외한 잡풀제거 ○질소 및 인 처리효율 저하될 시 여재에 대한 오염물질의 포화도 조사 및 필요시 여재 교체실시 ○방류수량 유지를 위한 모니터링 실시

○ 여재관리

본 온실가스배출 저감형 자연정화시스템의 호기성 및 혐기성 내부에는 왕사와 biochar가 혼합되어 시용된다. biochar특성상 입자가 작고 가벼워서 집중강우시 biochar가 표층위로 범람할 수도 있고, 유출수로 배출될 수 있는 문제점이 있다. 비교적 biochar는 습지의 중간 부위로 왕사와 함께 혼합하여 충전하여야 하고, 폐수가 일정하게 유입될 수 있도록 송수관 및 배수관을 확인해야 한다. 또한 여재의 특성상 오염물질의 집적되면 더 이상 오염물질이 흡착 및 침전에 의한 처리가 되지 않고, 그대로 수계로 방류된다. 이에 정기적으로 습지의 여재를 채취하여

오염물질 포화도에 대한 조사가 실시되어야 할 것이다.

본 자연정화시스템의 경우 biochar는 농업부산물을 이용하였지만 습지내에서 생육된 수생식물과 습지주변에 제조한 잡풀 등을 biochar를 제조하여 습지의 여재로 사용해도 무관하다.

○ 수생식물체의 관리

호기성조 및 혐기성조 내부의 수생식물은 인공습지의 특성상 크게 두 가지로 분류하여 관리한다. 인위적으로 식재하여 분포하는 종과 자연적인 천이에 의해 도입된 종을 구분하여 식물종 특성에 맞게, 습지설계 시스템에 알맞게 유지·관리하여야 한다.

호기성조 및 혐기성조의 수생식물 식재는 다년간의 연구결과로 오염물질을 최대 흡수할 수 있는 식물을 이식해야 하며, 대표적인 식물종은 정수식물인 갈대, 물억새, 달뿌리풀, 노랑꽃창포, 부들 등이 적합할 것이다.

인위적으로 식재한 수생식물의 적절한 관리방안은 수위조절과 제거작업에 있다고 볼 수 있다. 수심이 너무 낮으면 외부로부터 자연천이종의 침투가 쉽고, 수심이 깊으면 식재된 정수식물의 성장이 어렵다. 적절한 수심 조절만이 인공습지에서 정수식물체의 생육을 위해 필요한 유지관리 조치라고 판단된다. 그리고 인위적으로 식재한 지역에 식물분포가 조밀하여 웃자람이 생기는 경우는 적절한 제거작업을 통해 분포밀도를 부분적으로 조절할 필요가 있다.

Biochar활용 자연정화시스템은 유입유량과 체류시간, 유입수의 특성, 퇴적물의 퇴적상태, 수생식물의 성장상태 등을 종합적으로 고려할 때, 정기적으로 년 1회 이상 지상부 제거 작업을 실시하는 것이 바람직하다. 특히, 갈대 및 부들 등 대형식물의 경우 장마철 이후 쓰러짐과 동시에 오염부하량을 증가시킬 수 있기 때문에 2차 오염방지가 필요하다. 또한, 웃자람이 심하고 쓰러짐이 예상되는 정수식물체에 한하여 여름철 제거작업이 병행되어야 할 것으로 보인다.

또한 겨울에 제거된 수생식물은 biochar를 제조하고 제조된 biochar는 습지의 여재로 재이용하도록 한다.

○ 퇴적물 관리

온실가스 배출저감형 자연정화시스템의 유입수 특성상 오염물질의 농도는 차이가 클 것으로 판단된다. 따라서 집수조 침전물을 주기적으로 제거해야 할 것으로 판단된다.

집수조는 3분기로 구분하여 연간 3회 정도 침전량을 고려하여 제거해야 할 것으로 판단되며, 호기성조 및 혐기성조는 연간 2회 정도의 주기적인 조사를 통해 퇴적량을 모니터링하여 관리해야 한다.

4. 요약

본 연구는 지구온난화 대응 온실가스 저감을 위한 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산기술을 개발 및 biochar 활용 온실가스배출저감 환경기술을 개발하기 위한 연구로서 1차년도는 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반구축을 실시하였고, 2-3차년도는 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화에 대한 연구를 실시하였으며, 연구 내용은 다음과 같다.

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 기반구축

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화에 대응하기 위한 환경기술 기반 기술을 구축하기 위해 본 연구에서는 다양한 농림바이오매스를 이용하여 biochar를 제조하였고, 제조된 biochar의 물리화학적 특성을 조사하여 환경정화용 biochar제조를 위한 최적조건을 조사하였다. 또한 제조된 biochar를 이용하여 오염물질의 흡착특성을 평가하였다.

1) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

- 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치를 각각 설계 및 제작하였으며, 농업부산물 biochar의 수율, 물리화학적 특성 등을 고려하여 드럼형 및 전기가열형 biochar 제조장치의 효율성을 조사한 결과 환경정화용 biochar 제조를 위해서는 전기가열형 biochar 제조장치가 드럼형 biochar 제조장치에 비해 더 효율적이었다.
- 농림부산물 종류별 biochar의 수율 및 총 탄소 함량을 고려한 최적조건은 열분해 온도 (300, 400, 500 및 600℃) 및 시간(4, 5 및 6시간)을 달리하여 조사하였으며, 그 결과 온도가 증가함에 따라 biochar의 수율은 감소하고, 총 탄소 함량은 증가하는 경향이었으며, 열분해 시간에 따른 biochar의 수율 및 총 탄소 함량은 별 다른 차이 없이 비슷한 경향이였다. 농림부산물 biochar 생산을 위한 최적 biochar 열분해 온도는 전반적으로 500℃ 이상이었으며, 열분해 시간은 4시간이었다.
- 최적 열분해 온도 및 시간에 따른 농림부산물 종류별 biochar 수율은 담뱃대 (29.2%) > 솔방울 (27%) > 참깨대 (26.4%) > 고춧대 (25.9%) > 솔잎 (25.5%) ≍ 복숭아나무 전정지 (25.5%) ≧ 옥수수대 (25.3%) ≧ 감나무 전정지 (25.2%) ≧ 벚꽃나무 (24.9%) > 사과나무 전정지 (23.1%) > 대나무 (21.3%) > 배나무 전정지 (19.4%) > 플라타너스 (15.6%) 순으로 담뱃대가 가장 높았고, 플라타너스가 가장 낮았다.

2) 농림 부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성 검토

- 농림부산물을 활용한 환경정화용 biochar의 가치 및 활용 가능성을 검토하기 위해 biochar의 무기성분 용출특성을 조사한 결과 농림부산물 biochar는 1시간까지 무기성분

용출농도가 급격히 증가하였으나, 4시간이후에는 안정적이며 낮은 농도로 유출되었다. 또한 농림부산물 biochar에서 용출되는 무기성분을 제거하기 위한 세척횟수 조사한 결과 3회 이상 세척할 경우 환경정화용으로 사용이 가능할 것으로 판단되었다. 이상의 결과를 미루어 볼 때 biochar는 여과제나 흡착제 등의 환경정화용으로 충분히 활용 가능할 것으로 판단된다.

3) 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리·화학적 특성 비교

- 열분해 온도 및 시간에 따른 농림부산물 biochar의 화학적인 특성은 전반적으로 열분해 온도가 증가함에 따라 EC, T-N, T-P, K, Ca 및 Mg 등과 중금속 함량은 증가하는 경향이었으며, 열분해 시간에 따라서는 별 다른 차이 없이 유사한 경향이였다.
- 열분해 온도 및 시간에 따른 농림부산물 종류별 biochar의 SEM으로 표면을 관찰한 결과 대부분의 농림부산물 biochar 표면은 매우 거칠었고, 많은 돌기가 발생되어져 있었으며, 다공성 구조를 관찰할 수가 있었다. 또한 내부 조직은 육각고리 형태를 관찰할 수가 있었다. 농림부산물 종류별 EDS 측정결과 온도가 증가함에 따라 시료표면의 탄소함량이 증가하는 경향이었고, 산소의 함량은 감소하는 경향이였다.
- FT-IR을 이용한 농림부산물 biochar의 작용기는 760 cm^{-1} 에서 C-H, $1,120\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-OH stretching (Bae and Koh, 2011), $1,350\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-N구조가 나타났으며, $1,480\text{ cm}^{-1}$ 에서 $-\text{CH}_2$, $1,610\text{ cm}^{-1}$ 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), $1,680\text{ cm}^{-1}$ 에서 방향족 C=C ring stretching (Bae and Koh, 2011), $2,880\text{ cm}^{-1}$ 에서 C-H가 나타났으며 $3,400\text{ cm}^{-1}$ 에서 O-H 작용기가 확인되었으며, 일반적으로 사용되는 활성탄에서 관찰되는 작용기와 유사하였다.

4) 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조

- 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 제조하기 위해 본 연구에서는 농림부산물 종류별 제조된 biochar에 액상 활성화제제 (0.1N HCl , H_2SO_4 , H_3PO_4)와 분말 활성화제제(KOH , ZnCl_2 , MgO , K_2SO_4)를 이용하여 질소 및 인 흡착능력을 조사하였다. 액상 활성화제제를 이용하여 biochar를 활성화한 경우 질소의 흡착능력은 활성화 이후 향상되었으나, 인의 흡착능력은 큰 차이 없이 전반적으로 낮았다. 분말 활성화제제를 이용하여 biochar를 활성화한 경우 질소 및 인 흡착능력은 모두 향상되었으며, 특히 ZnCl_2 를 이용하여 biochar를 활성화 하였을 때 인에 대한 흡착력이 매우 우수하였다. 활성화된 biochar의 질소 및 인 흡착능력은 활성탄과 비교해서도 우수하였다.

5) Batch실험에서 농림 부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사

- Batch실험에서 농림부산물 종류별 biochar의 암모니아성 질소 흡착능 조사한 결과 Freundlich 및 Langmuir 등온흡착식 모두에서 농업부산물의 경우는 담뱃대 biochar가,

임산부산물물의 경우는 대나무대 biochar가 가장 높은 흡착능을 보였다. 등온흡착식에 의한 인의 최대흡착능은 농업부산물 중에서는 배나무 biochar와 참깨대 biochar가, 임산부산물 중에서는 대나무대 biochar가 가장 높았다. 농업부산물 종류별 biochar의 중금속 흡착능력을 조사한 결과 고추대 biochar는 납의 흡착능력이 우수하였으며, 담뱃대 biochar는 구리의 흡착능력이 우수하였고, 참깨대 biochar는 카드뮴 흡착능력이 우수하였다.

이상의 결과를 미루어볼 때, 다양한 농업부산물을 이용하여 biochar를 제조할 수 있으며 본 연구에서 제시한 환경정화용 biochar를 제조하기 위한 최적 열분해 온도 및 시간은 각각 600℃ 및 4시간이었다. Biochar의 중금속 및 암모니아 흡착능 조사결과 모든 중금속에 대하여 높은 흡착능을 보였으나, biochar의 인 용출로 인하여 인 흡착제로서 사용은 어려울 것으로 판단되었다. 이에 본 연구에서는 ZnCl₂로 활성화된 환경정화용 biochar를 개발하였으며, 개발된 환경정화용 biochar는 인에 대해 높은 흡착능을 보였다.

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar의 생산 및 기후변화대응 환경기술 개발 및 실용화를 위하여 환경정화용 biochar제조 장치를 개발하였으며, biochar를 적용한 자연정화시스템에서 수처리, 여재, 식물 및 미생물을 고려한 자연정화시스템에서 수생태학적 효율성과 지구온난화 영향을 평가를 하였다. 최종적으로 이상의 최적조건 및 개발된 연구결과를 바탕으로 실제현장에 자연정화시스템을 설계 및 시공하여 정화효율 및 온실가스 배출저감 효율을 평가하였으며, 개발된 자연정화시스템의 활용도를 높이기 위해 중금속 및 인 처리 가능성을 평가하였다.

1) 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar 제조장치 및 제조방법 개발

- 환경정화용 biochar 제조장치는 1차년도의 제조시스템, 열분해 및 활성화방법 등을 모두 고려하여 열분해와 활성화가 동시에 이루어지는 시스템을 설계 및 제작하였다. 환경정화용 biochar 제조를 위한 최적조건을 구명한 결과 농림바이오매스 종류별 최적 연소시간은 600℃에서 4시간이었으며, 투입크기별 연소시간은 크기에 따라 별 다른 차이 없이 다양한 크기의 biochar 생산이 가능하였다.
- 환경정화용 biochar의 제형화 및 규격화는 현재 환경정화용 biochar 제조장치에서 생산된 biochar와 질소 및 인 처리효율 증대를 위하여 질소의 흡착능력이 뛰어난 제올라이트, 인의 흡착 능력이 높은 방해석 및 제강슬래그 등을 이용하여 최적 입상형 biochar를 막대형, 구형 및 펠릿형 등 다양한 형태를 제조하였다.

2) 환경정화용 기능성 biochar의 오염물질 처리효율 평가

- 단일 및 복합 중금속 용액에 대한 참깨대 biochar의 최대 흡착능 결과 단일 중금속에 대한 참깨대 biochar의 흡착능력은 뛰어났지만 복합 중금속 용액에 대해서는 대부분 중금속의 흡착능은 경쟁흡착으로 인해 감소하는 경향이였다. 납 및 구리의 흡착능은 단일이나 복합용액에서도 안정적이었으나, 카드뮴과 크롬의 흡착능은 현저하게 감소하는 경향이였다. 이와 같은 결과로 biochar는 광산지역 및 금속가공 공장지대에서 배출되는 중금속 폐수를 정화할 수 있는 여재로 사용이 가능할 것으로 판단되었다.
- Column 실험에서 환경정화용 biochar의 처리효율 조사는 biochar 종류별 및 왕사와 biochar의 혼합비율에 따른 오염물질 처리효율을 조사한 결과 BOD 처리효율은 전반적으로 79.4-81.2%의 범위였고, SS 및 T-N의 처리효율은 참깨가 각각 91.2 및 41.2%으로 가장 높았고, 인의 경우에는 참깨가 54.6%으로 다른 biochar에 비해 높았다. 이상의 결과를 미루어 볼 때, 환경정화용 biochar의 경우 인의 흡착을 위해서는 반드시 $ZnCl_2$ 등을 활용한 활성화단계가 필요하고, 인공습지 적용시 기존여재에 biochar를 혼합하는 것이 경제성이나 처리효율 면에서 가장 효과적일 것으로 판단된다. 또한 습지에 적용할 수 있는 biochar는 농업 및 산림에서 발생하는 대부분의 부산물들이 적용가능 할 것으로 판단된다.
- 환경정화용 biochar가 적용된 인공습지의 부하량 및 오염원별 안정성 및 대응성을 검토한 결과 본 환경정화용 biochar를 적용한 인공습지는 하수, 폐양액 및 축산폐수 처리에 효과적이나 축산폐수의 경우 유입되는 오염물질 농도가 너무 높아 처리효율이 낮았다. 또한 축산폐수를 제외한 실험대상 폐수에서 부하량에 대한 대응성이 우수하였다.
- 환경정화용 biochar를 이용한 소형의 인공습지에서 수생태학적 효율성을 평가한 결과, 환경정화용 biochar 종류별 T-N 및 T-P 정화효율은 대조구 (왕사 주입 처리구)에 비해 각각 13-23% 및 8-12%가 향상되었다. 특히 참깨대 biochar가 주입된 처리구의 정화효율은 다른 biochar에 비해 높은 처리효율을 보였다.
- 환경정화용 biochar 종류별 BOD 및 SS에 대한 분해속도는 호기성 조의 경우 참깨 > 감나무 > 플라타너스 > 왕사순이었고, 혐기성조의 경우 참깨 > 플라타너스 > 감나무 > 왕사 순이었다. T-N에 대한 분해속도 호기성 조의 경우 참깨 > 플라타너스 > 감나무 > 왕사순이었으며, 혐기성조의 경우 참깨 > 감나무 > 플라타너스 > 왕사 순이었다. T-P에 대한 분해속도는 호기성 조의 경우 참깨 >> 감나무 > 플라타너스 > 왕사순이었으며, 혐기성조의 경우 참깨 > 감나무 > 플라타너스 > 왕사순이었다. 호기성조가 혐기성조에 비해 빠른 분해속도를 보였고, 왕사만 주입된 처리구에 비해 biochar가 혼합된 처리구에서 빠른 분해속도를 보였다.

3) 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화 영향 평가

- 환경정화용 기능성 biochar의 지구온난화에 대한 영향을 평가한 결과 오폐수 종류에 따른 온실가스 발생량은 축산폐수 > 하수 > 폐양액 순이었으며, 환경정화용 biochar 종류에

따라서는 별 다른 차이 없이 비슷한 온실가스 발생량을 보였으며, 호기 및 혐기에 따른 온실가스 발생량은 호기성조에서는 CO₂ 및 N₂O의 발생량이 CH₄의 발생량 보다 많았으며, 반면에 혐기조의 경우는 CH₄가 CO₂ 및 N₂O에 비해 많이 발생되었다.

- 소형 인공습지에서 온실가스를 집중 모니터링한 결과, 온실가스 발생량은 오후 12:00-02:00 가장 많은 온실가스가 발생되었다. 처리조별 온실가스 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많았다. Biochar와 왕사가 혼합된 처리구에 온실가스 발생량은 왕사만 주입된 처리구에 비해 작았다. 소형 인공습지에서 장시간 온실가스를 모니터링한 결과, 모든 처리구에서 온실가스 발생량은 시기가 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이였다.
- CO₂와 N₂O 발생량은 호기성조가 혐기성조에 비해 많이 발생하였고, CH₄ 발생량은 혐기성조가 호기성조에 비해 많이 발생하였다.
- 호기성조의 온실가스 발생량은 농림부산물 biochar가 혼합된 처리구가 왕사만 주입된 처리구에 비해 낮았으며, 참깨대, 플라타나스 및 감나무 biochar의 온실가스 저감효율은 각각 6.6, 9.6 및 4.1%이었다. 혐기성조의 온실가스 저감효율은 참깨대 biochar가 다른 biochar에 비해 높았다. 전체 습지에서 온실가스 저감 효율은 참깨대 biochar 주입된 인공습지가 30.6%으로 가장 높았다.

4) 온실가스배출 저감효율 극대화를 위한 자연정화시스템 구축

- 열분해 온도에 따라 수생식물의 biochar제조 수율 및 이화학적인 특성을 조사한 결과 수생식물 biochar제조를 위한 최적온도는 600℃이었다.
- 갈대 biochar의 구리 및 카드뮴에 대한 경쟁흡착 특성을 조사하기 위해 인공습지에서 고사된 갈대를 열분해하여 biochar를 제조하고, 제조된 biochar를 batch 및 column 실험에 적용하여 Cu 및 Cd의 단일 및 이성분 용액에서 두 금속 이온간의 경쟁흡착 특성을 조사하였다. Freundlich와 Langmuir 등온흡착식을 이용하여 갈대 biochar의 단일 및 이성분 용액에 대한 Cu 및 Cd의 흡착능을 조사한 결과 단일 용액에서는 Cd가 Cu에 비해 높았으나, 이성분 용액에서는 Cu가 Cd에 비해 높았다. Batch 및 Column 실험에서 Cu 및 Cd의 이성분 용액에서의 저감효율을 비교한 결과 batch실험의 경우 Cd는 61% 감소하였고, Cu는 28% 감소하였다.
- 이상의 결과를 미루어 볼 때, Cd는 경쟁 이온이 없는 단일 용액에서는 biochar에 높은 흡착능을 보였으나, 이성분 용액에서는 경쟁관계인 Cu에 의해 상대적으로 흡착능이 감소하였다.
- VF-HF조합형 인공습지에서 수생식물을 이용하여 biochar를 제조하고 이를 습지여재로 사용했을 경우 수생식물을 그대로 방치했을 때에 비해 43.6%의 온실가스 저감효율을 보였다. 따라서 본 연구에서 개발된 수생식물 biochar를 여재에 혼합하여 사용한다면 수질정화능력 향상과 동시에 온실가스 저감효율을 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

5) 인공습지 적용을 위한 biochar활용 중금속 및 인 처리기술

- 습지에서 중금속과 인이 포함된 폐수를 효과적으로 처리하기 위해서는 1차조에는 중금속을 처리할 수 있는 biochar와 왕사의 조합이 최적조건이었으며, 2차조에는 인을 처리하기 위하여 활성화된 biochar와 왕사의 조합이 최적조건이었다.
- 소형 인공습지를 제작하여 도금폐수 부하량에 따른 중금속 및 인 처리효율을 평가한 결과 Zn을 제외한 모든 오염물질을 90%이상의 높은 처리효율을 보였다. 소형 인공습지에서 도금폐수 중 Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 및 P의 처리효율은 90%이상으로 중금속 및 인을 포함한 폐수처리에 적용이 가능할 것으로 판단된다.

6) 온실가스배출 저감형 소형 자연정화시스템 개발

- 하수처리를 위한 온실가스 배출저감형 자연정화시스템의 최적조합은 VF-HF조합형이었고, 하수처리를 위한 최적의 부하량은 $1,000 \text{ L m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 이었다.

7) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 영양염류 정화효율 평가

- 현장 자연정화시스템에서의 처리시기별 오염물질의 처리효율을 조사한 결과, biochar가 적용되지 않은 자연정화시스템의 BOD, SS, T-N 및 T-P 처리효율은 각각 88.3, 98.2, 73.5 및 93.1%이었으며, biochar가 적용된 자연정화시스템은 각각 92.0, 99.3, 84.4 및 96.3%이었다. 자연정화시스템에서 환경정화용 biochar의 적용은 BOD, SS, T-N 및 T-P의 처리효율을 1차조의 경우는 14.9, 9.4, 17.2 및 22.8% 향상시킬 수가 있으며, 2차조의 경우는 3.7, 1.1, 10.9, 및 3.2% 향상시킬 수 있었다.
- 자연정화시스템에서 계절별 오염물질의 처리효율을 조사한 결과, SS와 T-P는 계절적인 영향을 거의 받지 않고 모든 계절에서 높은 처리효율을 보였다. BOD 및 T-N는 여름 > 봄 > 가을 > 겨울 순으로 미생물의 활성이 높은 여름철에 가장 높은 처리효율을 보인 반면, 온도가 낮은 겨울철에 가장 낮은 처리효율을 보였다.

8) 온실가스배출 저감형 현장 자연정화시스템에서 온실가스 저감효율 평가

- Biochar를 주입한 자연정화시스템에서 지구온난화지수(GWP)는 호기 및 혐기성조가 각각 $198.0 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 및 $106.7 \text{ mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 이었다. 자연정화시스템에서 biochar 적용에 따른 온실가스 배출저감 효율은 biochar 무처리구 대비 호기성조의 경우 23.8%, 혐기성조의 경우는 36.6%의 온실가스를 저감시킬 수가 있었다.
- 현장 자연정화시스템에서 계절적으로 발생하는 온실가스 배출특성을 보았을 때, 호기성조에서 여름에 CO₂나 CH₄의 발생량이 다른 계절에 비해 높게 배출되었으며, 혐기성조의 경우에는 여름에 CH₄의 배출량이 가장 많았고, 겨울에 가장 적게 배출되었다.

9) 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화 및 관리지침

- 온실가스배출 저감 자연정화시스템의 설계 규격화는 세부사항을 총 8단계로 구분하여 각 단계별로 작성하였으며, 설계시공에 필요한 모든 제반사항 및 재료를 상세히 작성하였다. 관리지침의 경우는 각 처리조별로 세분화하여 작성하였다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, 농림바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar는 기존의 자연정화시스템의 여재에 비해 오염물질의 처리효율을 향상시킬 수가 있었으며, 자연정화시스템으로부터 배출되는 온실가스 발생량을 저감시킬 수 있었다. 이와 같이 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템은 기후변화대응 친환경적인 기술로 판단되며, 하수처리시설이나 중소규모 자연정화시스템에 활용이 가능할 것으로 판단된다. 또한 겨울철 고사되는 수생식물을 활용한 biochar 제조기술개발은 기존의 습지내에서 발생하는 온실가스를 저감시킬 수 있는 효과적인 방안이라 판단된다. 하지만 현장 적용성에 관한 연구는 2년간의 단기간의 연구결과로서 향후 장기적인 모니터링을 통하여 biochar를 적용한 자연정화시스템의 수처리 효율 및 온실가스저감 효율을 비롯한 수생태학적인 영향평가를 통하여 biochar의 자연정화시스템의 여재로서 안정성에 관한 평가가 이루어져야 할 것으로 판단된다. 또한 본 연구와 관련하여 사업화 및 상품화가 지연되는 것은 biochar에 대한 인식이 부족하고 또한 부정적인 견해를 가지고 있다는 것이 가장 큰 문제이다. 이와 관련하여 본 연구진은 biochar에 대한 꾸준한 홍보가 필요하며, 활용이 용이한 biochar에 대한 연구가 추가적으로 필요할 것으로 판단된다. 또한 본 연구에서 개발된 농업용 및 환경정화용 biochar는 참여기업에서 대량생산과 관련된 연구를 계획 중에 있으며, 본 연구팀과 참여기업은 본 연구에서 개발된 biochar를 활용한 농업 및 환경기술의 사업화 및 상품화를 위하여 시장성 분석 및 경제성 평가를 검토 중에 있다.

제 2 절 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 개발

1. 이론적 접근방법

농업분야에서 biochar를 활용한 연구는 크게 토양 특성 변화, 작물 생산량 증대, 온실가스 배출저감 연구로 나눌 수 있다.

Biochar는 다양한 부산물을 이용하여 혐기상태에서 제조되어지기 때문에 탄소 함량뿐만 아니라 다량원소, 미량원소 등을 함유하고 있어, biochar는 비료로서의 역할이 가능하다. 또한 토양내 보수성, 통기성을 증가시켜 토양 미생물의 활성도를 촉진시킬 수가 있다. 이러한 역할이 가능한 이유는 biochar의 특성상 넓은 표면적을 가지고 있어 토양내 미생물들의 서식처 및 먹이를 제공한다고 알려져 있고, 탄소 및 영양분의 증가, pH 증가를 통해 Al, Mn의 독성 감소와 용존성 영양분의 증가에 기인한 것으로 알려져 있다. 그리고 biochar는 열분해 온도가 증가될 수록 pH와 CEC가 증가되는 경향을 보이며, biochar가 토양에 투입될 경우 토양내 영양분의 흡착과 침출로 인해 작물의 생육에 영향을 미칠 수 있다.

Biochar 시용에 따른 작물의 생산량은 토양내 물리적, 화학적, 생물학적 특성에 의해 토양 pH 유지와, biochar가 함유하고 있는 인, 칼륨 등의 비료성분 등의 공급, 그리고 미생물 활성 등의 영향으로 작물의 생산량을 증가시킬 수 있는 긍정적인 측면과, biochar의 특성상 높은 C/N비로 인해 토양의 질소가용성을 제한하여 작물의 생산량이 일부 감소될 수 있는 부정적인 측면이 존재한다. 따라서 biochar 시용을 통한 작물재배 시험은 장기간 연구되어야 하며, 다양한 작물들을 이용하여 검증이 필요하다.

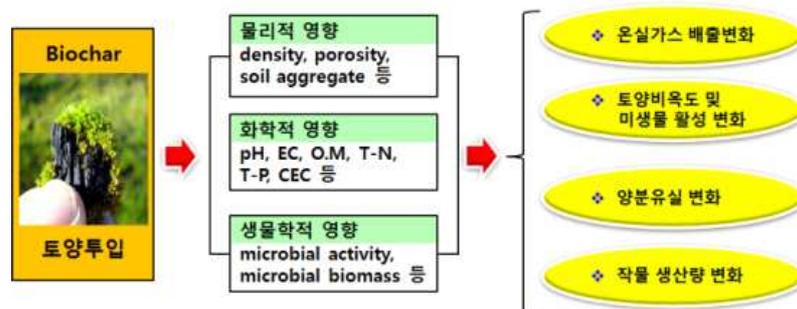


Fig. 3-273. 농업에서 biochar의 역할.

농업부문에 배출되는 온실가스는 인간 활동에 의해 배출되는 전체 가스의 10~12%를 차지하기 때문에 농경지 토양 관리를 통한 온실가스 감축 및 대기 CO₂ 격리가 필요하다. 특히 영농에 의한 온실가스의 발생을 감축하기 위해서는 이산화탄소보다 각각 25배 및 298배 높은

온실 효과를 가지고 있는 CH₄ 및 N₂O의 발생을 감축하는 것이 중요하다.

CH₄는 CO₂ 함께 대표적인 온실 가스로서 주로 혐기적 조건에서 발생하며, 일정 기간 동안 담수상태와 건조상태가 반복되는 논에서 배출되는 CH₄은 전 세계 육상 생태계에서 배출되는 온실가스양의 10~15%에 해당하고, 또한 배수가 양호하지 못한 밭에서 유기물 분해시 생성된 CH₄이 미처 산화되지 못하여 발생될 수가 있다. N₂O는 온실가스의 4%의 낮은 수준으로 차지하고 있지만 농업부분에서 발생하는 N₂O는 73%를 차지하고, 온실효과가 현저히 높기 때문에 적은 양의 발생에 대해서도 주의가 필요하다. Biochar는 토양내에서 CH₄ 산화와, 토양 보수력과 통기성을 증가시켜서 CH₄ 발생을 억제할 수 있고, 높은 탈질율로 인해 N₂O 발생을 저감시킬 수 있을 것으로 본다. CH₄ 및 N₂O 등의 온실가스는 토양의 특성, 양분의 가용성, 기후조건, 수분함량 등의 다양한 요인에 의해 발생되기 때문에 field-scale에서 장기간 연구가 진행되어야 한다.

2. 실험적 접근방법

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 기반구축

1) 공시재료

농업 부산물을 활용한 농업용 고기능성 biochar 생산기술 확립 및 토양개량효과를 조사하기 위해 농업 부산물은 고춧대, 콩대 및 사과나무 전정지를 사용하였으며, 임산 부산물은 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무를 사용하였다. 농업 부산물의 경우, 고춧대는 전라남도 광양시 세풍면에서 11월에 고추 수확 후 남은 부산물을 사용하였으며, 콩대는 전라남도 광양시 옥룡면에서 10월에 수확 후 남은 부산물을 사용하였고, 사과나무 전정지는 경상남도 산청군 차황면에서 9월에 사과나무 전정 후 나온 부산물을 사용하였다. 임산 부산물의 경우, 동백나무, 편백나무 및 금목서는 전라남도 순천시 순천대학교 부속농장에서 겨울에 전정 후 나온 부산물을 사용하였으며, 대나무는 전라남도 광양시 세풍면에서 확보하여 사용하였다 (Fig. 3-274~3-275).



고추 생육 전경



고춧대



콩 생육 전경



콩대



사과나무 생육 전경



사과나무 전정지

Fig. 3-274. 고춧대, 콩대 및 사과나무의 생육전경과 농업 부산물 발생.



동백나무 전경



동백나무 부산물



편백나무 전경



편백나무 부산물



금목서 전경



금목서 부산물



대나무 숲 전경



대나무 부산물

Fig. 3-275. 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무의 생육전경과 임산 부산물 발생.

2) 실험방법

가) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반을 구축하기 위해 드럼형 화목 biochar 제조장치 및 습식전기로 biochar 제조장치로 다양한 시스템을 설계 및 제작하여 시운전하였으며, 각 시스템별 biochar의 생산기술을 확립하였다.

나) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성 검토

(1) 농립 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 가치 검토

(가) 농립 부산물 종류별 물리적 특성

농립 부산물 종류별 물리적 특성을 조사하기 위해 각 농업 및 임산 부산물의 단면 특성은 주사전자현미경 (SEM)을 이용하여 관찰하였으며, EDS를 이용하여 단면의 성분을 분석하였고, 부산물 표면의 작용기 분석은 Fourier transform infrared spectrometer (FT-IR)을 이용하여 농업 및 임산 부산물의 IR 스펙트럼을 측정하였다. 농립 부산물의 용적밀도는 마이크로 분쇄기를 이용하여 각 농립 부산물을 0.1 mm 입자 크기로 분쇄한 후 조사하였다.

(나) 농립 부산물 종류별 화학적 특성

농립 부산물 종류별 화학적 특성은 농립 부산물을 건조시킨 후 pH, EC, O.M, T-N, T-P, K₂O, CaO, MgO 및 미량원소 (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni 및 Zn)의 함량을 각각 조사하였다.

(2) 농립 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 활용 가능성 종합 검토 및 평가

농립 부산물을 활용한 biochar의 기능성 토양개량제 원료로서의 활용 가능성을 평가하기 위해 각각의 농업 및 임산 부산물내 영양성분 (T-N, T-P K₂O, CaO 및 MgO) 함량의 결과를 종합하여 토양개량제 원료로서의 가치를 평가하였다.

다) 농립 부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리·화학적 특성 비교

(1) 생산된 biochar 종류별 물리적 특성 조사

농립 부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리적 특성은 열분해 온도별로 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 단면관찰, EDS 분석, FT-IR 및 수분함량을 조사하였다. 농업 및 임산 부산물 biochar의 단면 특성은 주사전자현미경 (SEM)을 이용하여 관찰하였으며, 단면 무기성분은 EDS를 사용하여 조사하였고, 생산된 biochar 표면의 작용기 변화는 Fourier transform infrared spectrometer (FT-IR)을 이용하여 IR 스펙트럼을 측정하였다. 농업 및 임산 부산물을 이용하여 생산된 biochar의 수분함량은 105°C에서 2시간 동안 건조 후 조사하였다.

(2) 생산된 biochar 종류별 화학적 특성 조사

생산된 농업 및 임산 부산물 biochar의 종류별 화학적 특성은 열분해 온도별 (400, 500, 600 및 700℃) 및 시간별 (4시간 및 5시간)로 제조된 biochar의 pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO 함량을 각각 분석하여 조사하였다.

라) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발

(1) Biochar 제조 효율성 증진을 위한 농림 부산물 원료 투입형태 결정

(가) 농림 부산물 종류에 따른 biochar 수율 조사

농림 부산물 종류에 따른 biochar 수율 조사는 습식전기로 biochar 제조장치에서 수행되었으며, 수율 조사에 사용된 농업 부산물은 고춧대, 콩대 및 사과나무 전정지이였고, 임산 부산물은 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무로 총 7종류를 사용하였다. 농림 부산물 종류에 따른 biochar 수율은 열분해 온도별 (400℃, 500℃, 600℃ 및 700℃) 및 열분해 시간별 (4시간 및 5시간)로 나누어 각각 조사하였다.

(나) 수분함량별 biochar 수율 조사

농림 부산물의 수분함량에 따른 biochar의 수율 조사는 습식전기로 biochar 제조장치에서 열분해 온도 400℃에서 콩대 (농업 부산물) 및 동백나무 (임산 부산물)의 수분함량을 각각 0%, 30% 및 60%로 조절하여 실시하였다.

(다) Biochar 제조방법별 및 원료형태별 biochar 수율 조사

농림 부산물의 biochar 제조방법에 따른 biochar 수율 조사는 드럼형 화목 및 습식전기로 biochar 제조장치에서 콩대 (농업 부산물) 및 동백나무 (임산 부산물) biochar의 제조 전후의 무게차이를 이용하여 조사하였다. 원료형태에 따른 biochar 수율 조사는 습식전기로 biochar 제조장치에서 분쇄하지 않은 농업 (콩대) 및 임산 (동백나무) 부산물 원재료와 부산물을 dry oven에서 건조시킨 후 분쇄기를 이용하여 분쇄한 시료의 biochar 생산 수율을 조사하였다.

(라) 보조물질 (슬래그) 혼합에 따른 제조 효율성 조사

보조물질 혼합에 따른 biochar의 수율 조사는 습식전기로 biochar 제조장치에서 슬래그와 농림 부산물을 1:1 혼합 후 제조 수율을 조사하였다.

(2) 농림 부산물 biochar 제조 시스템 운영 최적인자 결정

농림 부산물 biochar 제조 시스템 운영 최적인자 결정은 습식전기로 biochar 제조장치에서 실시하였다. 최적 열분해 시간은 농림 부산물 종류에 따른 biochar의 열분해 시간별 수율을 조

사하여 검토하였으며, 최적 열분해 온도는 각각 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 열분해된 농림 부산물 종류별 biochar의 수율을 검토하였다. 농림 부산물 biochar의 물리적 특성 조사는 조건별로 열분해된 biochar를 주사전자현미경 (SEM)을 이용하여 단면을 관찰하였고, EDS를 이용하여 단면의 성분을 분석하였으며, FT-IR을 이용하여 작용기 변화를 관찰하였다. 농림 부산물 biochar의 화학적 특성은 pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO의 함량을 분석하였다. 종합적으로 각 농림 부산물 종류별 최적 열분해 시간, 열분해 온도, 물리적 및 화학적 특성을 모두 고려하여 농림 부산물 biochar 제조 시스템 운영 최적인자를 결정하였다.

3) 분석방법

본 실험에 사용된 식물체 및 biochar의 표면 변화는 주사전자현미경 (SEM, Hitachi, Japan)으로 관찰하였으며, 식물체 및 biochar 단면의 무기성분 분석은 Energy Dispersive X-ray Spectrometer (EDS, Serial IT, Noran, USA)로 분석하였다. Biochar의 작용기 변화는 KBr 가압정제법을 이용하여 FT-IR (FTIR 8700, Shimadzu, Japan) 스펙트럼을 분석하였다. 공시재료로 사용된 농림 부산물과 biochar의 화학적 특성은 농촌진흥청의 토양 및 식물체 분석법에 준하여 분석하였다. pH 및 EC는 pH meter 및 EC meter를 사용하였고, 유기물 분석은 회화법을 사용하였다. 무기성분 및 미량원소 (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni 및 Zn)의 분석은 습식분해법 (H₂SO₄ + HClO₄)으로 전처리하여 T-N은 Kjeldahl법 (질소자동분석기, Gerhardt autosampler Vapodest 50 carouse, Germany)으로 분석하였고, T-P는 Vanadate법 (UV2550PC, Pekinlmer)으로 분석하였으며, K₂O, CaO, MgO, B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni 및 Zn의 함량은 ICP (ICPE-9000, Shimadzu)를 사용하여 분석하였다.

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 개발 및 실용화

1) 공시재료

농업용 기능성 biochar의 토양질 개선 효과와 온실가스저감 효율을 평가하기 위해 사용된 원재료는 참깨대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무를 이용하여 biochar 제조에 사용하였다. 참깨대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무의 물리·화학적 특성은 Fig. 3-276~3-277에서 보는 바와 같다. 농림 부산물의 용적밀도는 부산물의 종류에 상관없이 0.20~0.38 g cm⁻³ 범위이었고, T-N의 함량은 사과나무 전정지 (0.71%) > 대나무 (0.60%) > 편백나무 (0.45%) > 참깨대 (0.38%) 순으로 높았으며, T-P의 함량은 대나무에서 0.35%으로 가장 높았다. K, Ca 및 Mg의 함량은 부산물의 종류에 상관없이 각각 0.08~1.89, 0.04~0.90 및 0.02~0.16% 범위이었다.

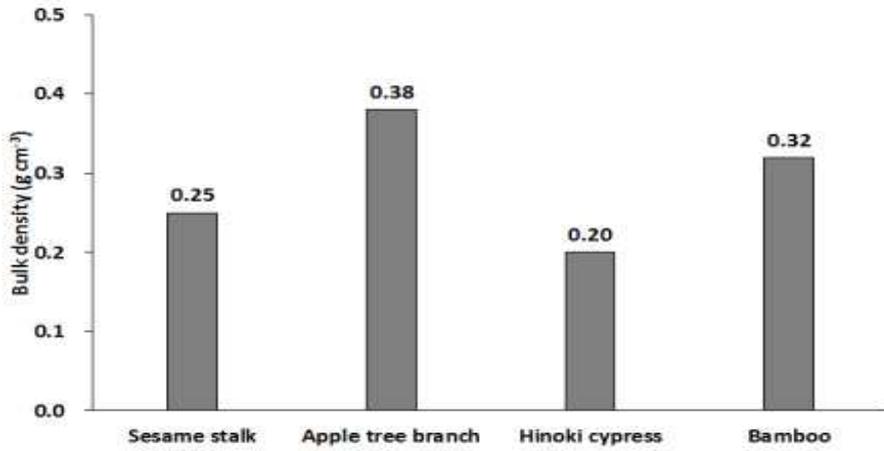


Fig. 3-276. 농림 부산물의 용적밀도 특성.

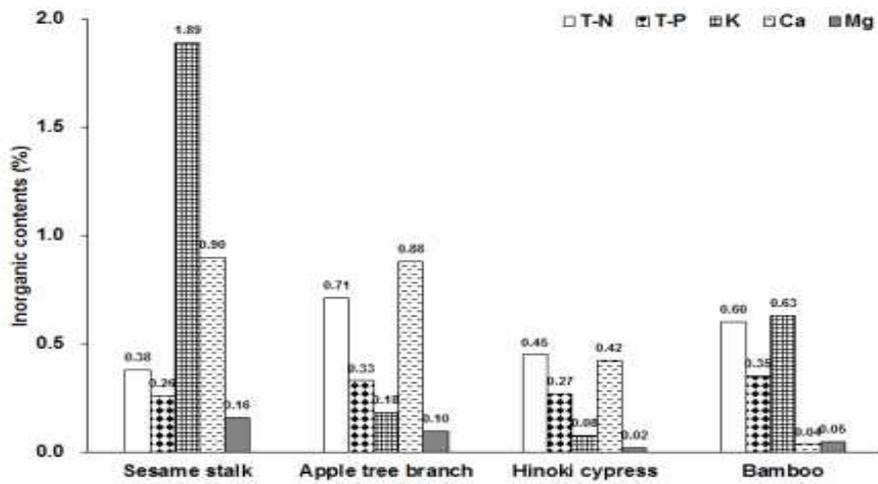


Fig. 3-277. 농림 부산물의 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg 함량.

농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과와 온실가스배출저감 효과를 평가하기 위하여 사용된 공시 토양은 전라남도 보성군 회천면에 위치한 밭 토양을 이용하였다. 공시 토양의 물리·화학적인 특성은 Table 3-37 및 3-38에서 보는 것과 같다. 공시 토양의 용적밀도는 1.13 g cm^{-3} 이었고, 공극률은 53.7%이었다. pH는 5.29이었고, EC는 0.26 dS m^{-1} 이었다. 공시 토양의 T-N 함량은 752 mg kg^{-1} 이었고, Avail. P_2O_5 의 함량은 1.34 mg kg^{-1} 이었다. K, Ca 및 Mg의 함량은 각각 2.06, 25.0 및 $5.72 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 이었다.

Table 3-37. 공시 토양의 물리적 특성

Bulk density	Porosity
g cm^{-3}	%
1.13±0.02	53.7±2.84

Table 3-38. 공시 토양의 화학적 특성

pH	EC	T-N	Avail. P ₂ O ₅	K	Ca	Mg	CEC
1:5	dS m^{-1}	--- mg kg^{-1} ---			----- $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ -----		
5.29±0.07	0.26±0.02	752±0.24	1.34±0.13	2.06±0.21	25.0±2.16	5.72±0.37	42.1±5.22

본 연구는 농립 부산물을 활용한 기능성 biochar의 온실가스저감 및 친환경 농업기술을 개발하기 위해 건조 토양 및 염류집적 토양을 이용하여 벼재배 실험을 진행하였고, 농업용 biochar의 토양조건별 시용수준 및 시용방법 정립을 위해 배추재배 실험을 진행하였다.

벼재배 실험에 사용된 건조 토양 및 염류집적 토양은 각각 전라남도 광양시 세풍면 및 경상남도 함양군 유림면에서 채취하였고, 공시 벼는 동진벼 (*Oryza sativa*, Japonica type)를 사용하였다.

Table 3-39. 벼 재배에 사용된 공시 토양의 이화학적 특성

Soil types	pH	EC	O.M	T-N	Avail. P ₂ O ₅	CEC
	(1:5H ₂ O)	(dS m^{-1})	(g kg^{-1})		(mg kg^{-1})	($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)
Aridic soil	4.95	0.14	3.48	0.58	25.20	8.90
Saline soil	6.82	2.30	25.35	2.73	1,128	19.03

배추재배 실험에 사용된 토양은 논 토양 및 밭 토양으로 나누어 실험하였으며, 공시 토양의 이화학적 특성은 Table 3-40에서 보는 바와 같다.

Table 3-40. 토양조건별 biochar 사용법 정립에 사용된 공시 토양의 이화학적 특성

Soil types	pH	EC	O.M	T-N	Avail. P ₂ O ₅	CEC
	(1:5H ₂ O)	(dS m ⁻¹)	(g kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	(cmol _c kg ⁻¹)
Paddy	4.91	0.69	17.3	0.42	4.68	11.07
Upland	5.18	0.50	21.7	0.35	1.38	13.59

2) 실험방법

가) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가

농립 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치의 제작 및 효율성을 평가하기 위하여 기능성 biochar 제조장치를 설계 후 제작하였고, biochar 제조장치를 이용하여 농립 부산물 종류별 biochar의 연소시간등을 측정하여 제조장치의 효율성을 평가하였다.

나) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 입상형 토양개량제 개발

(1) 농립 부산물 활용 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 제형화 방안 검토

농립 부산물을 활용하여 제조된 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 제조는 팬 과립 (디스크과립) 장치와 압출장치를 이용하여 검토하였다.

(2) 농립 부산물 활용 농업용 biochar의 기능성 입상형 토양개량제 제조 최적 전처리 조건 도출

농업용 biochar의 기능성 입상형 토양개량제 제조를 위한 최적 전처리 조건은 기능성을 갖춘 토양개량제를 제조하기 위하여 최적 성형보조제, 성형 형태 및 크기 등의 다양한 조건들의 결과를 검토하였으며, 검토된 결과를 토대로 biochar 토양개량제의 제조공정을 확립하였다.

(3) 기능성 입상형 토양개량제 대량생산 방안 검토

기능성 입상형 토양개량제의 대량생산 방안은 제조시스템 기반과 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지 절감을 위해 biochar 제조장치 및 제조방법을 확립하였다.

다) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 조사

(1) 기능성 입상형 토양개량제의 물리적 품질특성 조사

개발된 기능성 입상형 토양개량제의 물리적 품질특성 조사는 토양개량제 종류별 용적밀도를 조사하였다.

(2) 기능성 입상형 토양개량제의 화학적 품질특성 조사

개발된 기능성 입상형 토양개량제의 화학적 품질특성 조사는 식물영양학적 필수 다량원소에 해당하는 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 함량을 조사하였고, 필수 미량원소에 해당하는 B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni 및 Zn의 함량을 조사하였다.

(3) 기능성 입상형 토양개량제의 유해성 조사

개발된 기능성 입상형 토양개량제의 유해성은 중금속과 잔류농약 성분을 분석하였으며, 중금속 성분은 As, Cd, Co, Cr 및 Pb의 함량을 조사하였다. 잔류농약분석은 국립농산물품질관리원에서 고시한 농산물 등의 유해물질 분석법 (2012)에 준하여 실시하였으며, 분석은 GC 및 LC를 이용한 다성분 동시분석법으로 토양개량제내 잔류농약 245성분을 분석하였다.

잔류농약의 분석성분은 Anilofos, Bromopropylate, Carbophenothion, Chlorfenvinphos, Chlorfluazuron, Chlorobenzilate, Cyflufenamid, Cyhalothrin (lambda), Deltamethrin, Dicloran, Dicofol, Dimethenamid, Disulfoton, Etrimfos, Fenpropathrin, Fenvalerate, Flutolanil, Folpet, Halfenprox, Heptachlor, (Heptachlorepoide포함), Lufenuron, Oxadiazon, Oxyfluorfen, Paclobutrazole, Parathion-methyl, Permethrin, Propiconazole, Triflumuron, Trifluralin, Aldrin, Azoxystrobin, Bifenthrin, Captan, Chlorfenapyr, Clofentezine, Dieldrin, Difenoconazole, Endosulfan (α , β 및 sulfate), Flucythrinate, Imazalil, Indanofan, Metobromuron, Metribuzin, Mevinphos, Penconazole, Probenazole, Prochloraz, Procymidone, Prometryn, Simazine, Simeconazole, Tefluthrin, Tetraconazole, Tetradifon, Thifluzamide, Zoxamide, Acrinathrin, BHC (α , β , γ 및 δ), Bromobutide, Butachlor, Cyfluthrin, Dichlofluanid, Dithiopyr, Ethion, Fenamidone, Fenoxanil, Fipronil, Fthalide, Indoxacarb, Iprodione, Isoprothiolane, Kresoxim-methyl, Mefenacet, Metolachlor, Nuarimol, Piperophos, Pyridalyl, Qintozene, (Pentachloroaniline포함), Tolyfluanid, Triadimenol, Alachlor, Bifenox, Chinomethionat, Chlordane, Chlorothalonil, Cypermethrin, DDT, Diclofop-methyl, Endrin, Ethalfuralin, Etridiazole, Fenarimol, Flufenoxuron, Mecarbam, Methoxychlor, Ofurace, Pirimiphos-ethyl, Propanil, Pyridaben, Pyridaphenthion, Pyrimidifen, Thiobencarb, Tralomethrin, Triadimefon, Vinclozolin, Dichlorvos (DDVP), Methabenzthiazuron, Terbutylazine, Iprobenfos, Simetryn,

Metalaxyl, Terbutryn, Malathion, Parathion, Pendimethalin, Triflumizole, Hexaconazole, Myclobutanil, Cyproconazole, Edifenphos, Etoxazole, Pyraclofos, Furathiocarb, Azinphos-methyl, Bitertanol, Buprofezin, Cadusafos, Chlorpropham, Diniconazole, Diphenamid, Fenamiphos, Fenitrothion (MEP), Iprovalicarb, Isofenphos, Methidathion, Molinate, Phosphamidon, Prothiofos, Tebufenpyrad, Terbufos, Thiazopyr, Chlorpyrifos-methyl, Diazinon, Dimepiperate, Diphenylamine, Fenbuconazole, Fenothiocarb, Fenthion (MPP), Flusilazole, Fosthiazate, Metconazole, Phorate, Phosalone, Pirimiphos-methyl, Profenofos, Pyriminobac-methyl (E, Z), Tebuconazole, Chlorpyrifos, Cyprodinil, Dimethoate, EPN, Esprocarb, Ethoprophos, Fenazaquin, Fludioxonil, Mepronil, Napropamide, Phenthoate, Pyrazophos, Tebupirimfos, Tolclofos-methyl, Triazophos, Benomyl, Chromafenozide, Clothianidin, Cyhalofop-butyl, Dimethomorph, Dimethylvinphos (Z), Ferimzone, Flumioxazin, Hexaflumuron, Mepanipyrim, Metamifop, Novaluron, Pirimicarb, Pyributicarb, Pyriproxyfen, Quinoclamine, Tebufenozide, Thiabendazole, Thiachloprid, Trifloxystrobin, Acetamiprid, Boscalid, Cyazofamid, Cymoxanil, Diethofencarb, Diflubenzuron, Diuron, Fenpyroximate, Fluacrypyrim, Forchlorfenuron, Imibenconazole, Imidacloprid, Pentoxazone, Pyraclostrobin, Pyribenzoxim, Pyrimethanil, Pyroquilon, Spirodiclofen, Teflubenzuron, Amisulbrom, Bendiocarb, Benthiavalicarb-isopropyl, Benzoximate, Carbendazim, Ethaboxam, Etofenprox, Flubendiamide, Flupicolide, Hexythiazox, Mandipropamid, Methoxyfenozide, Oxaziclomefon, Pencycuron, Silafluofen, Spiromesifen, Thiophanate-methyl, Tiadinil, Tricyclazole, Carbaryl, Carbofuran, Fluquinconazole, Isoprocarb, Methiocarb, Methomyl, Thiodicarb, Aldicarb, Ethiofencarb, Fenobucarb, Metolcarb, Oxamyl, Propoxur, Thiamethoxam 등 245개 항목을 분석하였다.

라) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증

농업용 기능성 biochar의 식물재배효과를 검증하기 위해 작물의 생육특성, 토양의 물리·화학적 특성, 생물학적 특성 및 유해성분을 조사하였으며, 공시작물로는 브로콜리를 사용하였다. 재배시험에 사용된 브로콜리는 상토에서 2주간 육묘 후 포트에 이식하였고, 시험에 사용한 포트는 Wagner's pot (1 5000⁻¹)를 사용하였으며, 제조된 기능성 biochar 토양개량제와 N, P 및 K 비료를 시비하였다. 처리조건은 Table 3-41에서 보는 바와 같이 Control 처리구는 기능성 biochar 입상형 토양개량제와 비료를 처리하지 않았으며, 비료처리구는 작물별 표준시비량에 준하여 N, P 및 K 비료를 시비하였다. 개발된 농업용 기능성 biochar 입상형 토양개량제는 참깨대 biochar, 사과나무 전정지 biochar, 편백나무 biochar 및 대나무 biochar 토양개량제를 각

각 50, 100 및 200 kg 10a⁻¹으로 토양에 처리하였으며, 재배전경은 Fig. 3-278과 같다.

Table 3-41. 브로콜리재배시 biochar 토양개량제와 비료 처리 조건

Treatment		Biochar application	Fertilizer application		
			N	P	K
		(kg 10a ⁻¹)			
Control	C	-	-	-	-
Fertilizer	F	-	22.2	6.4	11.0
SB	SB50	50	22.2	6.4	11.0
	SB100	100	22.2	6.4	11.0
	SB200	200	22.2	6.4	11.0
AB	AB50	50	22.2	6.4	11.0
	AB100	100	22.2	6.4	11.0
	AB200	200	22.2	6.4	11.0
HB	HB50	50	22.2	6.4	11.0
	HB100	100	22.2	6.4	11.0
	HB200	200	22.2	6.4	11.0
BB	BB50	50	22.2	6.4	11.0
	BB100	100	22.2	6.4	11.0
	BB200	200	22.2	6.4	11.0

(SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)



Fig. 3-278. Biochar 토양개량제를 처리한 포트실험 시험전경.

(1) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 작물의 생육증진 효과 구명

작물의 생육증진 효과는 기능성 biochar 토양개량제를 토양에 수준별로 처리한 후 브로콜리의 초장과 엽색도 (Minolta chlorophyll meter SPAD-502, Japan)를 조사하여 생육증진 효과를 구명하였다.

(2) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 물리적 특성 개선효과 구명

토양의 물리적 특성 개선 효과는 제조된 농업용 기능성 biochar 토양개량제를 처리한 이후에 수확기 토양을 채취하여 용적밀도와 공극률 등의 물리적인 특성을 조사하였으며, biochar 토양개량제의 수준별 처리에 따른 물리적 특성 개선효과를 구명하였다.

(3) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 화학적 특성 개선효과 구명

개발된 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 화학적 특성 개선효과를 구명하기 위하여 토양내 pH, EC, T-N, Avail. P₂O₅ 및 CEC 등의 화학적인 특성을 조사하여 처리구별로 비교 검토하였다.

(4) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 생물학적 활성 개선효과 구명

기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 생물학적 활성 개선효과는 토양 호흡량을 조사하였으며, 토양 호흡량은 Lee et al. (2012)가 보고한 토양 호흡량 측정방법과 동일한 방법으로 실시하였다.

(5) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 유해성분 개선효과 구명

토양내 유해성분은 As, Cd, Co, Cr 및 Pb의 함량을 조사하였으며, 토양개량제의 수준별 처리에 따른 결과를 비교 검토하였다.

마) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가

(1) 토양내 온실가스 배출량 모니터링

토양내 온실가스 배출량 조사는 Fig. 3-279에서 보는 바와 같이 챔버법을 이용하였으며, 챔버의 크기는 넓이가 0.02 m²이었고, 높이는 0.05 m이었다. 온실가스는 식(1)과 식(2)을 이용하여 CH₄ 및 N₂O의 발생량을 산출하였고, 결과를 종합하여 작물생육기간 동안의 CH₄ 및 N₂O의 누적 발생량 및 총 발생량을 조사한 후 이들 결과를 이용하여 기본배출계수를 산정하였다.

$$F = \rho \times (V/A) \times (\Delta c/\Delta t) \times (273/T) \text{ ----- (1)}$$

식(1) F는 온실가스 배출율, ρ는 CH₄ 및 N₂O, 의 밀도, V는 챔버부피, A는 챔버넓이, Δc/Δt는 챔버내 온실가스 축적율, T는 챔버내 절대 온도 (Rolston, 1986)

$$\text{Seasonal CH}_4, \text{N}_2\text{O flux} = \sum_i^n (R_i \times D_i) \text{ ----- (2)}$$

식(2) R_i는 i번째 시료채취 시기에 CH₄, N₂O 배출율, D_i는 I번째 시료채취 시기에 시료 채취 간격 (Singh et al., 1999)

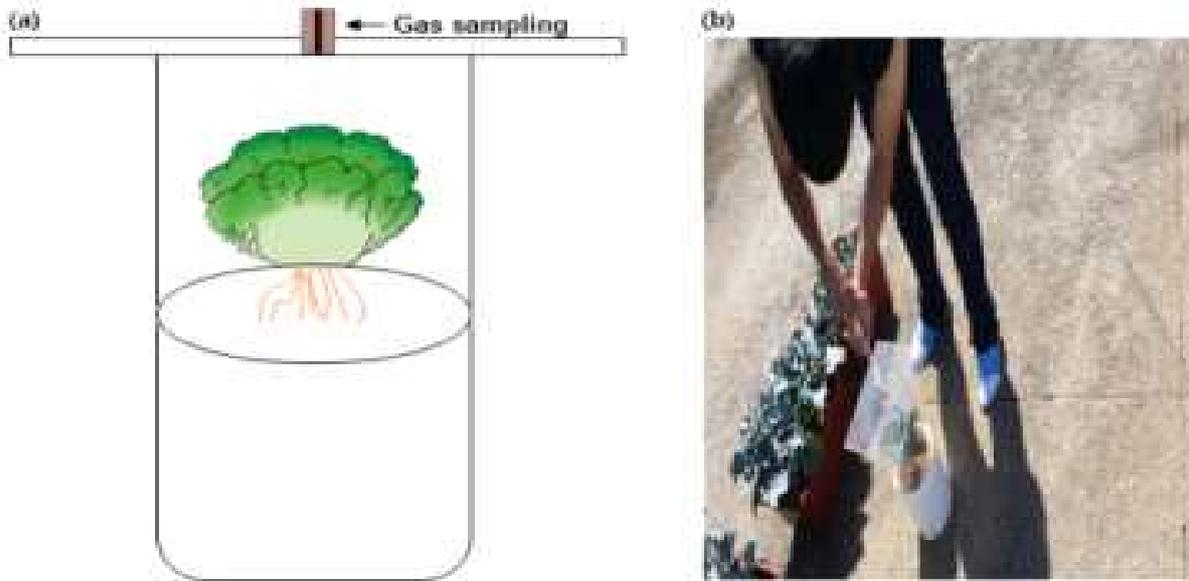


Fig. 3-279. 온실가스 채취를 위한 챔버 (a) 및 온실가스 채취 진경 (b).

(2) Biochar 시용시 토양내 온실가스 저감효율 조사

농림 부산물을 활용하여 제조한 biochar 토양개량제의 온실가스 배출 저감 효율 평가는 CH₄와 N₂O를 대상으로 실시하였으며, Control 및 Fertilizer 처리구와 비교 검토하였다.

바) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과 구명

농림바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조토양 (양분이 결핍토양) 및 염류직접 토양에서 식물생육 개선효과 조사를 위한 처리조건은 Table 3-42에서 보는 것과 같다.

Table 3-42. Biochar 토양개량제의 식물생육 개선효과 조사를 위한 처리조건

Soil types	Treatment	Fertilizer	Biochar
		(N : P : K kg 10a ⁻¹)	(kg 10a ⁻¹)
건조 토양	C	-	-
	F	9 : 4.5 : 5.7	-
	SB	9 : 4.5 : 5.7	100
	BB	9 : 4.5 : 5.7	100
염류집적 토양	C	-	-
	F	9 : 4.5 : 5.7	-
	SB	9 : 4.5 : 5.7	100
	BB	9 : 4.5 : 5.7	100

(1) 작물의 생육 특성 조사

본 연구에서는 농업용 biochar의 식물생육 개선효과를 조사하기 위해 시기별 벼의 엽색도를 측정하였고, 수량구성요소 및 수량을 조사하였다. 또한, biochar 사용에 따른 벼의 부위별 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg 함량, 양분흡수효율 및 양분 분포특성을 조사하였다.



Fig. 3-280. 벼의 생육조사 전경.

(2) 토양의 이화학적 특성 조사

건조 토양 및 염류집적 토양에서 토양의 이화학적 특성 변화는 벼 이앙 전 조사된 토양의 pH, EC, O.M, T-N, Avail. P₂O₅ 및 CEC와 벼 수확 후 조사된 토양의 pH, EC, O.M, T-N, Avail. P₂O₅ 및 CEC를 조사하여 비교하였다.

사) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별 사용수준 및 사용방법 정립

(1) 토양조건별 biochar 사용시기 정립

본 연구에서는 토양조건에 따른 biochar 사용시기의 정립을 위해 pot 재배 실험을 진행하였다. 재배에 사용된 작물은 배추를 사용하였고, 토양조건은 논 토양 및 밭 토양으로 나누어 각각 조사하였다. 농업용 biochar의 사용시기는 배추 파종 2주전, 파종 1주전 및 파종 당일로 나누었으며, 60일 동안 생육 후 배추의 생체 biomass를 조사하여 사용시기를 정립하였다.

(2) 토양조건별 biochar 사용수준 정립

토양 조건에 따른 biochar 사용수준 정립을 위한 실험은 전남 광양시 세풍면에 위치한 논과 밭에서 각각 배추 재배실험을 통해 사용수준을 정립하였다. 재배실험에 사용된 농업용 biochar는 참깨대 biochar (SB)와 대나무 biochar (BB)를 사용하였고, 농업용 biochar 사용수준은 100 (L, Low), 500 (M, Middle) 및 1,000 (H, High) kg 10a⁻¹ 수준으로 논과 밭에 각각 사용하였다.

Table 3-43. 토양조건별 biochar 사용수준 정립을 위한 처리조건

Soil Types	Treatment	Fertilizer	Biochar
		(N : P : K kg 10a ⁻¹)	(kg 10a ⁻¹)
Paddy soil	Cn	-	-
	CF	31 : 7.8 : 19.8	-
	SBL	31 : 7.8 : 19.8	100
	SBM	31 : 7.8 : 19.8	500
	SBH	31 : 7.8 : 19.8	1,000
	BBL	31 : 7.8 : 19.8	100
	BBM	31 : 7.8 : 19.8	500
	BBH	31 : 7.8 : 19.8	1,000
Upland soil	Cn	-	-
	CF	31 : 7.8 : 19.8	-
	SBL	31 : 7.8 : 19.8	100
	SBM	31 : 7.8 : 19.8	500
	SBH	31 : 7.8 : 19.8	1,000
	BBL	31 : 7.8 : 19.8	100
	BBM	31 : 7.8 : 19.8	500
	BBH	31 : 7.8 : 19.8	1,000



Fig. 3-281. Biochar 사용수준에 따른 배추재배 전경.

아) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발

(1) 장기간 토양내 온실가스 배출량 모니터링

장기간 토양내 온실가스 배출량 모니터링을 위한 처리조건은 Table 윗표와 같고 실험방법은 상기 2, 나, 2), 마), (1) 항의 실험방법과 같이 챔버법을 이용하였으며, 챔버의 크기는 지름이 20 cm이고 높이가 1.2 m인 챔버를 사용하였다. 벼 생육 기간 동안 발생된 CH₄ 및 N₂O 조사는 벼 이앙 후 126일 동안 7일 간격으로 가스를 채취하였다.

(2) Biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율 평가

농업용 biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율은 각 처리구별 총 CH₄ 및 N₂O 발생량을 조사하였고, IPCC (2007)에서 제시한 방법으로 지구온난화지수를 산정하였으며, 비료 처리구와 biochar 처리구를 비교하여 온실가스 저감효율을 평가하였다.

자) 농림 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토

(1) 농림 바이오매스 활용 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정매뉴얼 작성

농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정매뉴얼은 농림 부산물 확보부터 biochar 토양개량제 시제품 생산까지의 전 과정을 고려하였으며, 크게 생산단계와 개량단계로 나누어 제시하였다.

(2) Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발

Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발은 본 연구를 통해 도출된 결과를 이용하여 온실가스 저감을 위한 친환경 농업기술과 작물의 수량증대를 위한 친환경 농업기술을 개발하였다.

(3) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성 검토

농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성은 본 연구를 수행하면서 도출된 모든 결과를 종합하여 검토하였다.

3) 분석방법

본 실험에 사용된 식물체, 토양 및 biochar의 화학적 특성은 농촌진흥청의 토양 및 식물체 분석법에 준하여 분석하였다. 토양 biochar의 pH 및 EC는 pH meter 및 EC meter를 사용하였다. 무기성분, 유해중금속 및 미량원소의 분석은 습식분해법 ($H_2SO_4 + HClO_4$)으로 전처리하여 T-N은 Kjeldahl법 (질소자동분석기, Gerhardt autosampler Vapodest 50 carouse, Germany)으로 분석하였고, T-P는 Vanadate법 (UV2550PC, Pekinlmer)으로 분석하였으며, K, Ca, Mg 등의 양이온 함량과 B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni 및 Zn의 미량원소 함량 및 As, Cd, Co, Cr Pb의 중금속 함량은 ICP (ICPE-9000, Shimadzu)를 사용하여 분석하였다. 온실가스 저감효율을 평가하기 위한 CH_4 , N_2O 의 분석은 전자포획검출기 (ECD), 불꽃이온화검출기 (FID) 및 메탄화장치 (Methanizer)를 장착한 가스크로마토그래피 (GC-2014, Shmadzu)를 이용하여 온실가스를 분석하였다.

3. 연구내용 및 연구결과

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 기반구축

1) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

가) 드럼형 화목 biochar 제조장치

(1) 설계 및 제작

화목을 연료로 사용하기 위해 제작한 드럼형 화목 biochar 제조장치의 설계도 및 제작 과정은 Fig. 3-282 및 3-283에서 보는 바와 같다. 주재료로 사용한 드럼통은 용량이 200 L이었으며, 드럼통의 직경은 55 cm, 높이는 85 cm이었고, 아랫부분과 중간부분에 구멍을 뚫어 공기가 순환될 수 있도록 하였다. 또한 장치의 상부에는 환풍관을 설치하여 biochar 제조시 발생하는 연기가 배출될 수 있게 제작하였다.

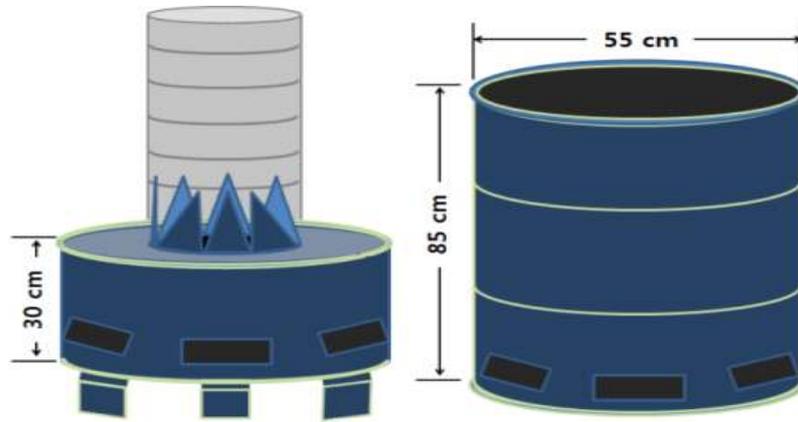


Fig. 3-282. 드럼형 화목 biochar 제조장치 설계도.



드럼통 절단



절단된 드럼통 조립



드럼형 화목 biochar 제조장치

Fig. 3-283. 드럼형 화목 biochar 제조장치 제작 과정.

(2) 시운전

기능성 토양개량제 제조를 위한 드럼형 화목 biochar 제조장치의 시운전은 Fig. 3-284와 같이 실시하였다. Biochar 제조시 사용된 용기는 고온 및 고열에 잘 견디는 고강도 챔버 (직경 23 cm, 높이 50 cm)를 사용하였으며, 챔버 안에 시료를 채워 넣은 후 덮개를 덮어 시운전 하는 동안 산소가 통하지 않게 하였다. 드럼형 화목 biochar 제조장치의 시운전 결과 높은 온도의 열에너지가 일정시간 동안 유지되어 biochar가 생산이 되었다.



Biochar 제조장치를 위한 챔버 및 농립 부산물 준비



시운전

Fig. 3-284. 드럼형 화목 biochar 제조장치 시운전 전경.

(3) 드럼형 화목 biochar 제조장치를 이용한 농림 부산물 biochar 제조과정

드럼형 화목 biochar장치를 이용한 농림 부산물 biochar는 준비단계, 열분해 및 반응단계, 안정화 및 냉각 단계, 제형화 및 완성 단계로 구분하여 제조하였다 (Fig. 3-285).

준비단계에서는 농림 부산물을 고강도 챔버에 넣고, 혐기 조건을 만들기 위해 질소가스를 주입하여 공기를 제거한 후 밀봉하였다. 또한 biochar를 제조할 수 있는 조건을 만들기 위해 화목을 드럼통과 내부 챔버 사이에 넣었으며, 챔버 상·하단에 모두 동일한 열이 가해질 수 있도록 준비하였다. 열분해 및 반응단계에서는 준비단계에 넣은 화목에 불을 때어 내부 챔버의 온도를 열분해 (pyrolysis)가능 온도범위로 높였으며, 열분해에 충분한 열을 올리기 위해 상부와 하부에서 통기구멍을 통해 공기를 공급하였다. 열분해 및 반응단계는 일정시간 동안 열이 유지되게 한 후 biochar가 생성되면 안정화 및 냉각단계에서 수냉시켰다. 안정화 및 냉각단계에서는 내부 챔버에는 물이 들어가지 않게 하였으며, 일정온도 이하로 냉각된 내부 챔버는 공기 중에서 방냉시켰다. 방냉된 biochar는 제형화 및 완성단계에서 기능성 토양개량제 제조에 사용할 biochar를 완성시켰다.



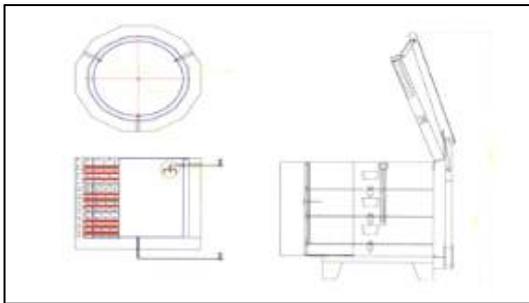
Fig. 3-285. 드럼형 화목 biochar 제조장치를 이용한 biochar 제조과정.

나) 습식전기로 biochar 제조장치

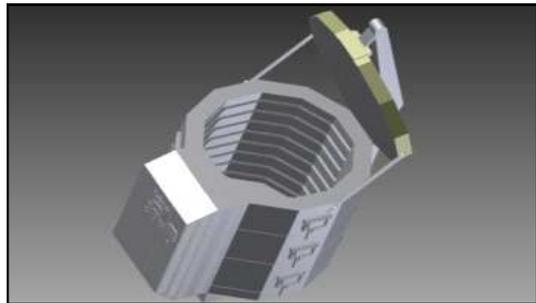
(1) 설계 및 제작

습식전기로 biochar의 제조장치는 열선을 이용하여 제작하였으며, 제조설계 및 과정은 Fig. 3-286 및 3-287에서 보는 바와 같다. Biochar 제조장치의 온도는 200~1,300℃ 범위로 조절할 수 있게 하였으며, 장치의 내부를 세라믹재질로 된 내화벽돌을 사용하여 높은 열에도 견딜 수

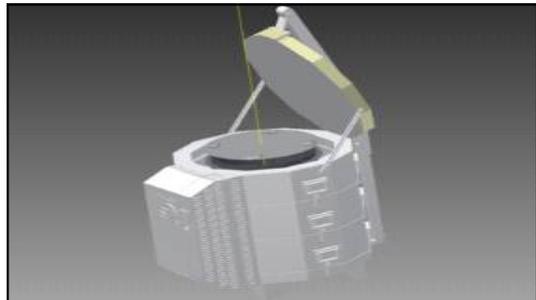
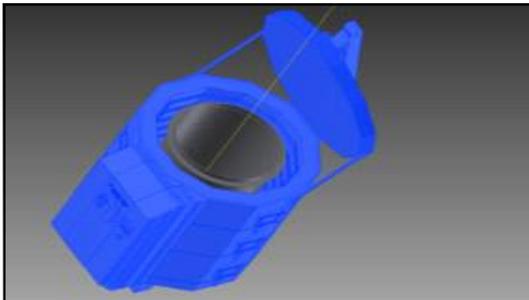
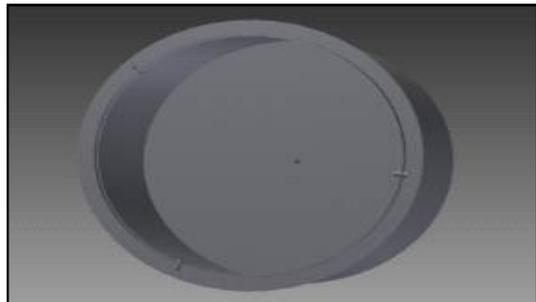
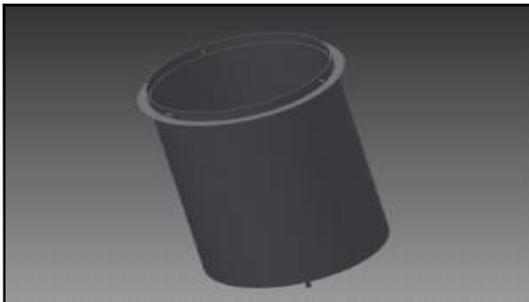
있게 하였다. Biochar 제조장치에 질소가스, 수분 및 온도센서 주입구를 각각 제작하여 외부 챔버에서 내부 챔버로 연결이 용이하게 하였으며 열 손실을 최소화시켰다. Biochar 제조장치는 N₂가스가 biochar 제조장치 내부로 주입되어 질 수 있도록 질소가스를 주입하여 biochar 제조 시 혐기상태를 만들어 효율성을 더욱 높였다. 또한 biochar의 활성을 높이기 위한 수분조절장치와 외부에서 온도를 측정할 수 있게 온도센서를 내부와 연결하였다. 각각의 조건설정과 안전한 실험을 진행할 수 있게 외부에 타이머와 온도조절 컨트롤러 설치하여 효율적으로 biochar를 제조할 수 있게 구성하였다.



습식전기로 biochar 제조장치 설계도



습식전기로 biochar 제조장치 3D 모형도

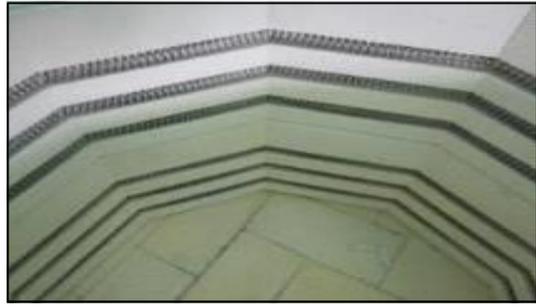


습식전기로 biochar 제조장치 3D 모형도

Fig. 3-286. 습식전기로 biochar 제조장치 설계도.



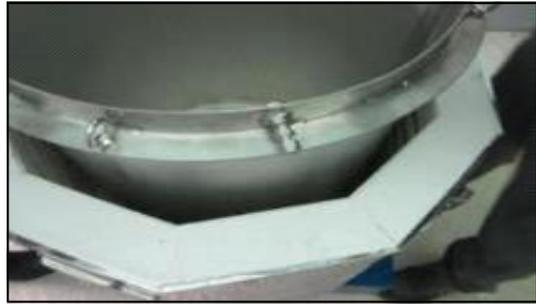
내화벽돌을 이용한 외부 챔버 제작



내화벽돌 사이에 열선 연결



내부 챔버의 습식전기로내 삽입



수분 노즐 밸브 설치



내부 열선 고정 작업



외부 챔버 안전판 설치



습식전기로 덮개 작업



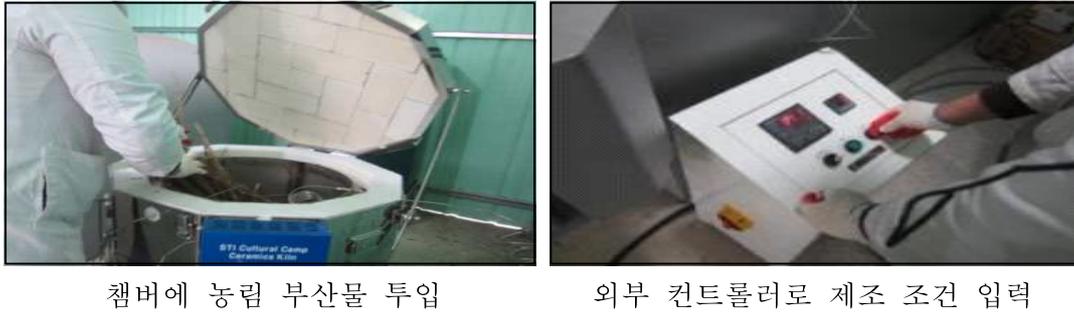
습식전기로 열선 점검

Fig. 3-287. 습식전기로 biochar 제조장치 제작 과정.

(2) 시운전

농림 부산물을 이용한 biochar 제조의 시운전 전경은 Fig. 3-288에서 보는 바와 같다. 준비된 농림 부산물을 챔버에 투입하여 뚜껑을 덮고, 질소가스를 주입한 후 외부 컨트롤러에 열분

해 온도 및 시간을 입력하여 시운전 하였다.



챔버에 농립 부산물 투입

외부 컨트롤러로 제조 조건 입력

Fig. 3-288. 습식전기로 biochar 제조장치 시운전 전경.

(3) 습식전기로 biochar 제조장치를 이용한 농립 부산물 biochar 제조과정

습식전기로 biochar 제조장치를 이용한 농립 부산물 biochar의 제조는 Fig. 3-289와 같이 준비단계, 열분해 및 반응단계, 안정화 단계, 제형화 및 완성 단계로 구분하여 제조하였다.

준비단계에서는 농립 부산물을 내부 챔버에 넣은 다음, 질소가스를 주입하여 혐기 상태로 만들어 주었으며, 그 후 외부 컨트롤러로 열분해 온도 및 시간을 입력하였다. 열분해 및 반응단계에서는 챔버내 온도가 상승하는 단계로 내화벽돌 사이에 설치한 열선이 컨트롤러에 입력된 조건에 따라 열을 발생시켜 챔버내 농립 부산물을 열분해하였다. 안정화 및 냉각단계에서는 질소가스를 주입하면서 서서히 공기 중에서 냉각시켰다. 마지막으로 제형화 및 완성단계에서는 제조된 biochar를 사용목적에 맞게 일정한 크기로 제형화시켜 완성하였다.



준비단계

열분해 및 반응단계

안정화 단계

제형화 및 완성 단계

Fig. 3-289. 습식전기로 biochar 제조장치를 이용한 biochar 제조과정.

2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성 검토

가) 농림 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 가치 검토

(1) 농림 부산물 종류별 물리적 특성

(가) 단면관찰

농림 부산물의 종류별 단면 특성은 주사전자현미경 (SEM)을 이용하여 관찰하였으며, 그 결과는 Fig. 3-290에서 보는 바와 같이 전반적으로 농업 부산물과 임산 부산물 종류에 따른 구조적 단면의 차이를 나타내었다.

공시재료 (고춧대, 콩대, 사과나무 전정지, 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무)를 절단하고 촬영비율을 30배 (단면전체), 200배 (단면부위) 및 400배 (단면부위)로 각각 나누어 SEM 촬영을 실시하였다. SEM 촬영비율을 30배 배율로 단면전체를 촬영한 경우 농림 부산물 종류에 따른 구조적 특성의 확인은 어려웠으나 수많은 구멍들이 분포하고 있는 것을 확인할 수 있었다.

농업 부산물 중 200배 배율로 촬영한 고춧대는 Fig. 3-290과 같이 다양한 크기의 구멍들이 격자무늬 형태로 서로 연결되어 있었으며, 큰 구멍을 중심으로 작은 구멍들이 분포하고 있었다. 콩대의 경우, 고춧대와 유사한 형태로 다양한 크기의 구멍들이 격자무늬 형태로 서로 연결되어 있었다. 사과나무 전정지의 경우 비교적 일정한 크기의 구멍들이 격자무늬 형태로 서로 연결되어 있었으며, 고춧대와 콩대에 비해 더욱 뚜렷한 격자무늬를 나타내었다.

임산 부산물 중 동백나무는 농업 부산물 (고춧대, 콩대 및 사과나무 전정지)과 달리 작은 크기의 구멍들이 촘촘하게 배열되어 있는 형태이었으며, 편백나무도 이와 비슷한 형태의 구조를 이루고 있었다. 금목서의 경우 불규칙한 크기의 구멍들이 촘촘하게 배열되어 있었고, 대나무의 경우 커다란 크기의 구멍들을 중심으로 작은 구멍들이 주변에 분포하고 있었다.

(나) EDS

농림 부산물 종류별 EDS 특성을 조사한 결과는 다음과 같다 (Fig. 3-291). 농림 부산물 종류에 상관없이 모든 부산물에서 C 및 O가 검출되었으며, 편백나무의 경우에는 Fe가 추가로 검출되었다. 전반적으로 C가 다른 성분에 비해 많았으며, C는 공시재료의 종류에 상관없이 무게량이 58.74~100.00% 범위이었고, 원자량은 65.47~100.00% 범위이었다. 사과나무 전정지에서 C는 무게량과 원자량이 공시재료 중에서 가장 높았으며, 무게량과 원자량이 각각 100.00%이었다. O는 공시재료의 종류에 상관없이 무게량이 33.97~41.26% 범위이었고, 원자량이 29.19~34.53% 범위이었다. 콩대의 무게량과 원자량이 각각 41.26% 및 34.53%로 다른 농림 부산물에 비해 가장 높았다.

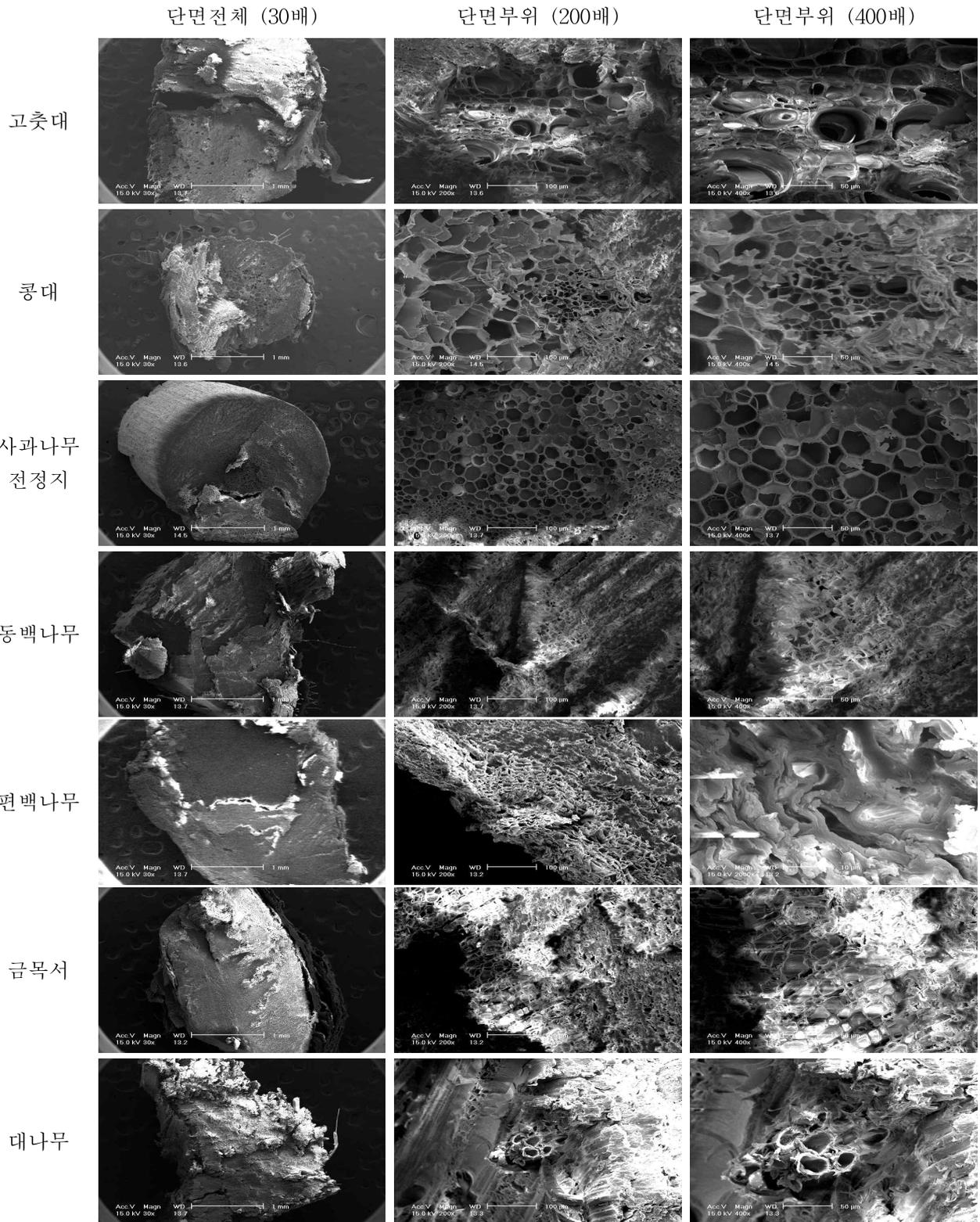
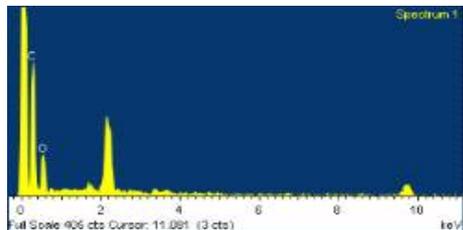
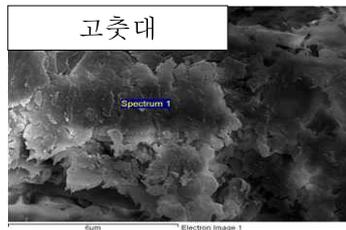
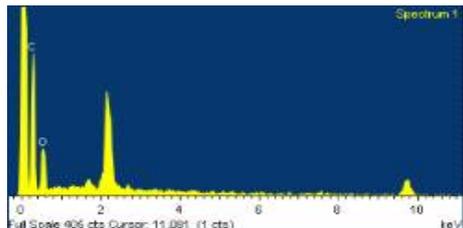
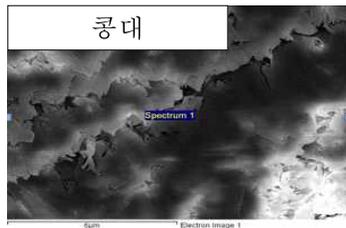


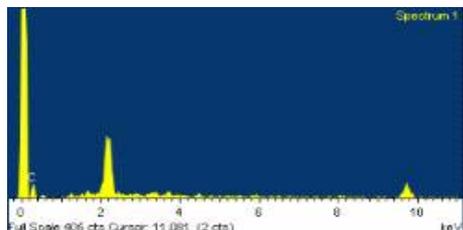
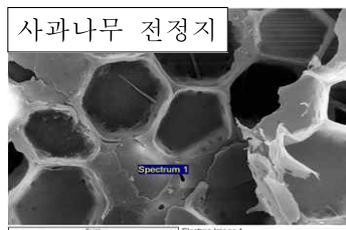
Fig. 3-290. 농림 부산물 종류별 단면 특성.



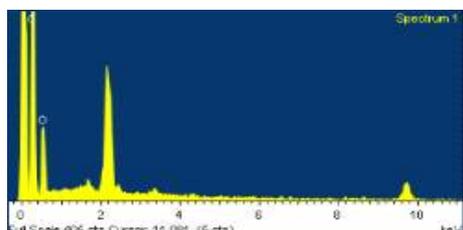
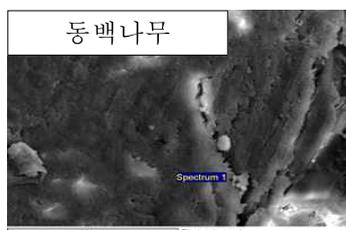
Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	59.53	66.21
O	40.47	33.79
Totals	100.00	



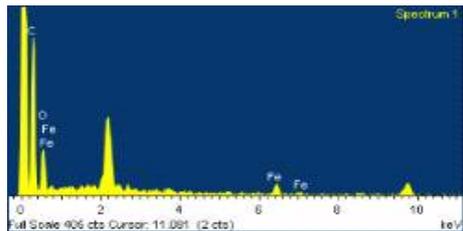
Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	58.74	65.47
O	41.26	34.53
Totals	100.00	



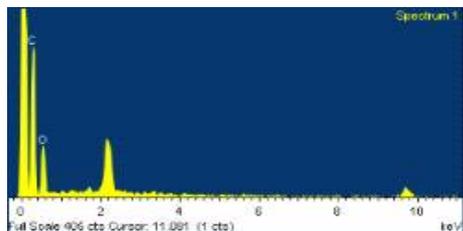
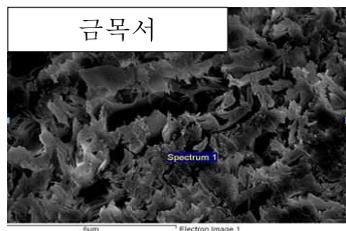
Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	100.00	100.00
Totals	100.00	



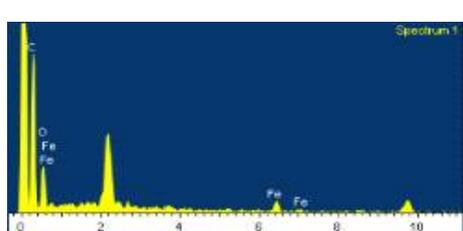
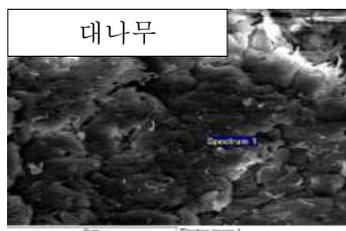
Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	62.98	69.39
O	37.02	30.61
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	60.72	69.51
O	33.97	29.19
Fe	5.31	1.31
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	59.13	65.84
O	40.87	34.16
Totals	100.00	



Element	Weight	Atomic
	----	(%) ----
C	62.74	69.17
O	37.26	30.83
Totals	100.00	

Fig. 3-291. 농림 부산물 종류별 EDS 특성.

(다) FT-IR

① 고춧대

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 고춧대의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-292에서 보는 바와 같다. 고춧대에서 작용기는 775 cm^{-1} 에서 C-H, $1,064$ 및 $1,158\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났으며, $1,598\text{ cm}^{-1}$ 에서 관측된 흡수대의 특성 peak들은 방향족 화합물의 C=C 결합의 신축진동에 의한 것으로 판단된다 (Park et al., 2012). $1,320\text{ cm}^{-1}$ 에서는 fluoride의 C-X기가 나타났고, $1,652\text{ cm}^{-1}$ 에서는 imines and oximes의 C=N기가 나타났으며, $2,928\text{ cm}^{-1}$ 에서는 methyl C-H stretching compounds, $3,406\text{ cm}^{-1}$ 에서는 N-H Primary and secondary amines and amides stretching이 확인되었다.

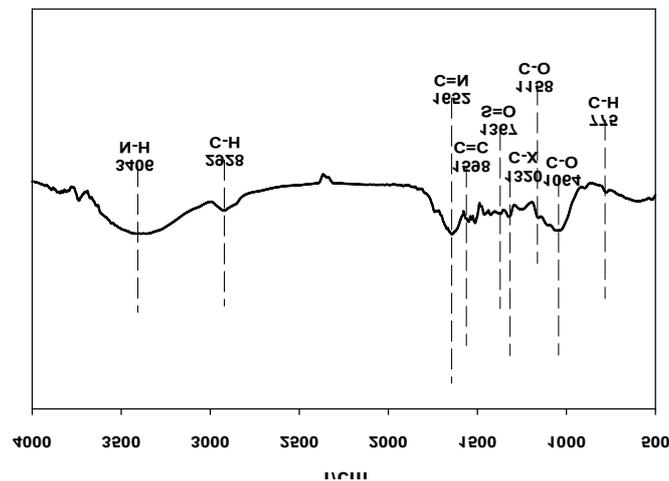


Fig. 3-292. 고춧대의 FR-IR 스펙트럼.

② 콩대

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 콩대의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-293에서 보는 바와 같다. 콩대에서 작용기는 601 cm^{-1} 에서의 Bromide, iodide의 C-X를 나타내었으며, 894 cm^{-1} 에서 C-H, $1,058\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났다. $1,640$ 및 $1,740\text{ cm}^{-1}$ 에서 C=O stretching이 각각 amide 및 ester로 확인되었으며, $2,928\text{ cm}^{-1}$ 에서 methyl C-H stretching compounds, $3,420\text{ cm}^{-1}$ 에서 R-O-H stretching (Lu et al., 2012) 등의 peak를 가지고 있었다.

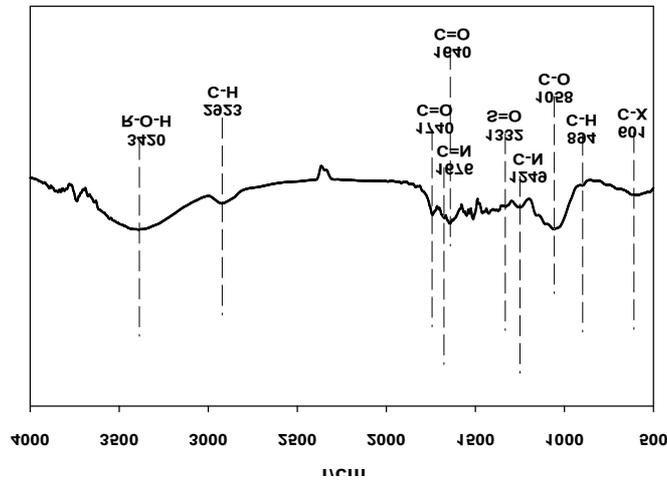


Fig. 3-293. 콩대의 FR-IR 스펙트럼.

③ 사과나무 전정지

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 사과나무 전정지의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-294에서 보는 바와 같다. 사과나무 전정지에서는 526 및 1,059 cm^{-1} 에서 각각 chloride과 fluoride의 C-X 구조를 나타내었으며, 1,166 cm^{-1} 에서 지방족 C-O stretching이 나타났다. 1,735 cm^{-1} 에서는 방향족 ester C=O stretching, 2,921 cm^{-1} 에서의 methyl C-H stretching compounds (Regmi et al., 2012) 및 3,420 cm^{-1} 에서의 R-O-H stretching (Lu et al., 2012)등의 peak를 가지고 있었다.

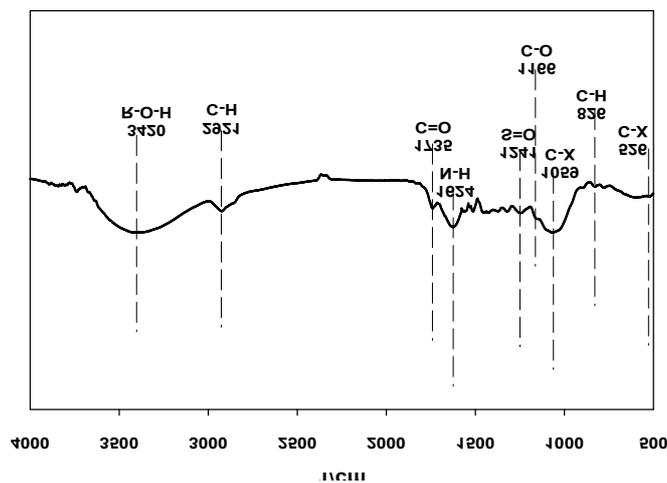


Fig. 3-294. 사과나무 전정지의 FR-IR 스펙트럼.

④ 동백나무

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 동백나무의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-295에서 보는 바와 같다. 동백나무에서는 637 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X를 나타내었고, 826 cm^{-1} 에서 방향족 C-H out-of-plane bending을 나타내었으며, $1,150\text{ cm}^{-1}$ 흡수대에서 관측된 특성 peak는 ether 및 alcohol기의 C-O 결합의 신축진동에 의한 것으로 판단된다 (Park et al., 2012). $1,727\text{ cm}^{-1}$ 에서는 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), $2,936\text{ cm}^{-1}$ 에서는 methyl C-H stretching compounds (Regmi et al., 2012), $3,351\text{ cm}^{-1}$ 에서는 O-H기를 확인하였다.

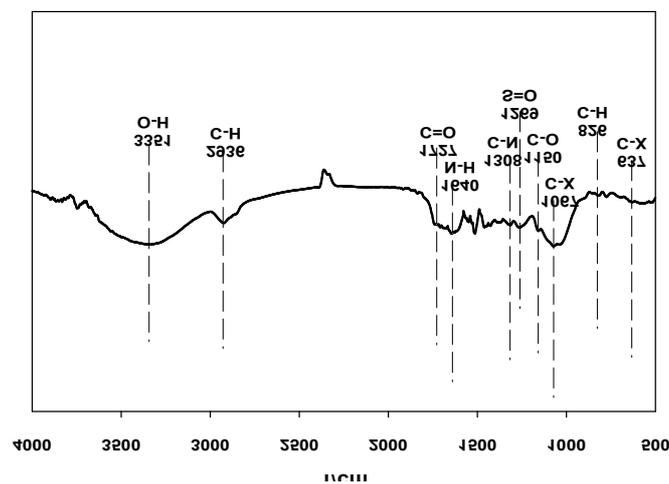


Fig. 3-295. 동백나무의 IR-IR 스펙트럼.

⑤ 편백나무

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 편백나무의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-296에서 보는 바와 같다. 편백나무에서는 522 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X를 나타내었으며, 787 cm^{-1} 에서 방향족 C-H out-of-plane bending을 나타내었고, $1,059$ 및 $1,162\text{ cm}^{-1}$ 에서 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났으며, $1,672\text{ cm}^{-1}$ 에서는 imines and oximes의 C=N이 확인되었다. $1,739\text{ cm}^{-1}$ 에서는 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), $2,908\text{ cm}^{-1}$ 에서는 methyl C-H stretching compounds (Regmi et al., 2012), $3,300\text{ cm}^{-1}$ 에서는 O-H기를 확인하였다.

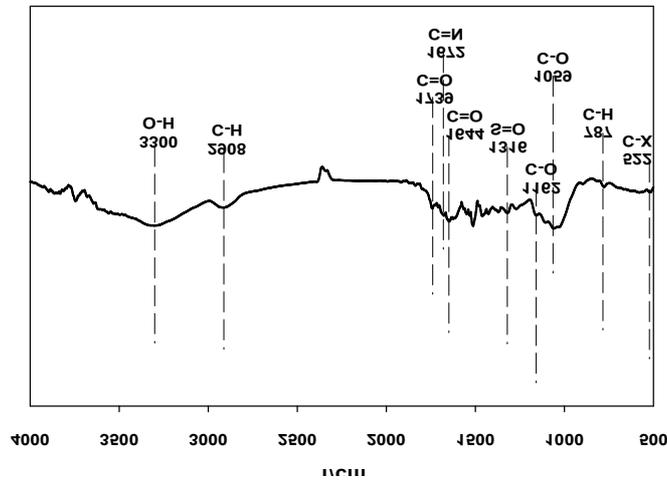


Fig. 3-296. 편백나무의 FR-IR 스펙트럼.

⑥ 금목서

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 금목서의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-297에서 보는 바와 같다. 금목서에서 작용기는 593 cm^{-1} 에서의 Bromide, iodide의 C-X를 나타내었으며, 771 및 900 cm^{-1} 에서 방향족 C-H, 1,044 및 1158 cm^{-1} 에서 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났다. 1,640 및 1,740 cm^{-1} 에서 C=O stretching이 각각 amide 및 ester로 확인되었으며, 2,920 cm^{-1} 에서의 methyl C-H stretching compounds (Regmi et al., 2012), 3,420 cm^{-1} 에서의 R-O-H stretching (Lu et al., 2012) 등의 peak를 가지고 있었다.

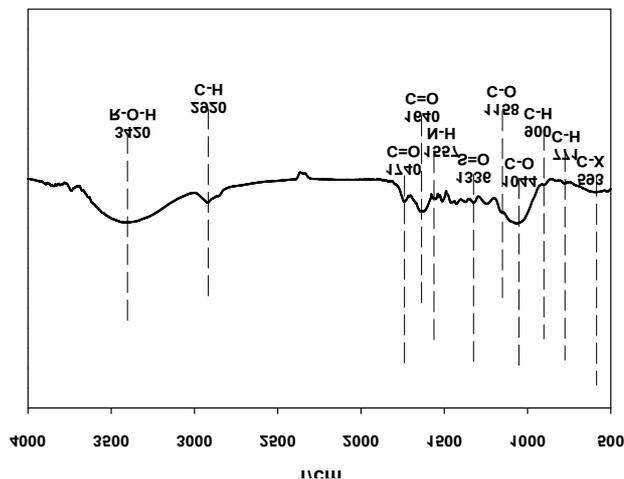


Fig. 3-297. 금목서의 FR-IR 스펙트럼.

⑦ 대나무

IR spectrum을 이용하여 공시재료인 대나무의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-298에서 보는 바와 같다. 대나무에서 작용기는 546 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X를 나타내었으며, 900 cm^{-1} 에서 방향족 C-H out-of-plane bending을 나타내었고, 1,047 cm^{-1} 에서 지방족 C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났으며, 1,652 cm^{-1} 에서는 imines and oximes의 C=N이 확인되었다. 1,740 cm^{-1} 에서는 방향족 carbonyl/carboxyl C=O (Regmi et al., 2012), 2,956 cm^{-1} 에서는 methyl C-H stretching compounds (Regmi et al., 2012), 3,640 cm^{-1} 에서는 O-H기를 확인하였다.

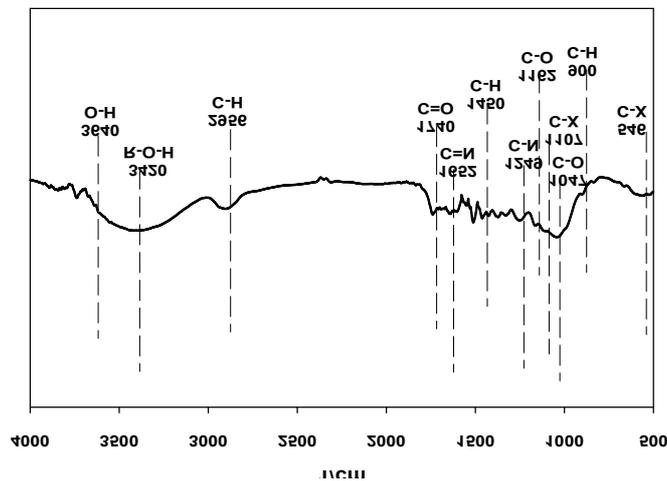


Fig. 3-298. 대나무의 FR-IR 스펙트럼.

(라) 용적밀도

농림 부산물 종류별 용적밀도를 조사한 결과는 Fig. 3-299에서 보는 바와 같이 0.19~0.39 g cm^{-3} 범위로 농림 부산물 종류에 따라 큰 차이 없이 조사되었다. 용적밀도는 동백나무 (0.39 g cm^{-3}) \geq 사과나무 전정지 (0.37 g cm^{-3}) \approx 콩대 (0.37 g cm^{-3}) $>$ 금목서 (0.34 g cm^{-3}) \geq 대나무 (0.33 g cm^{-3}) $>$ 고춧대 (0.27 g cm^{-3}) $>$ 편백나무 (0.19 g cm^{-3}) 순으로 동백나무의 용적밀도가 0.39 g cm^{-3} 로 다른 농림 부산물에 비해 높았으며, 편백나무 (0.19 g cm^{-3})는 농림 부산물 중 가장 낮은 용적밀도를 나타내었다.

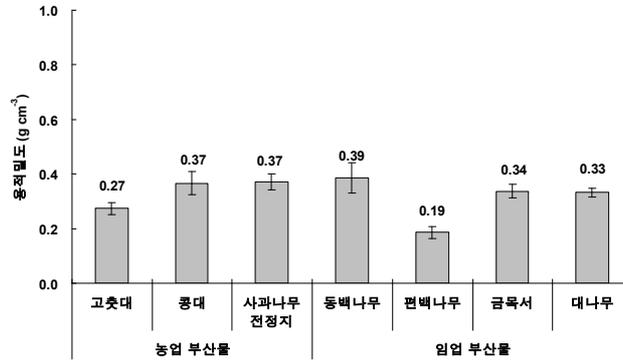


Fig. 3-299. 농림 부산물의 종류별 용적밀도.

(2) 농림 부산물 종류별 화학적 특성

(가) pH

농림 부산물 종류별 pH는 Fig. 3-300에서 보는 바와 같다. pH는 고춧대 (7.20) > 콩대 (6.13) > 사과나무 전정지 (6.06) > 대나무 (5.91) > 편백나무 (5.76) ≥ 동백나무 (5.72) > 금목서 (5.65) 순으로 고춧대에서 가장 높은 pH를 나타내었으며, 금목서에서 가장 낮은 pH를 나타내었다. 농업 부산물의 pH는 전반적으로 임산 부산물의 pH 보다 더 높은 경향이였다.

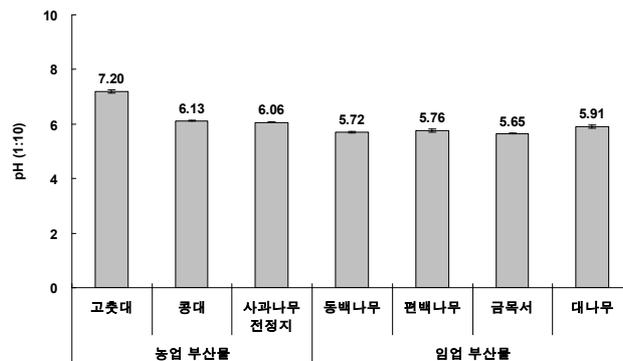


Fig. 3-300. 농림 부산물 종류별 pH 특성.

(나) EC

농림 부산물 종류별 EC는 Fig. 3-301에서 보는 바와 같이 농업 부산물이 임산 부산물에 비해 전반적으로 높은 EC를 나타내었다. 농업 및 임산 부산물의 EC는 콩대가 38.80 dS m⁻¹로 가장 높았으며, 편백나무가 1.28 dS m⁻¹로 가장 낮았다. 농업 부산물은 콩대 (38.80 dS m⁻¹) > 고춧대 (17.99 dS m⁻¹) > 사과나무 전정지 (7.46 dS m⁻¹) 순으로 높았으며, 임산 부산물은 대

나무 (4.09 dS m^{-1}) > 동백나무 (3.18 dS m^{-1}) \geq 금목서 (3.17 dS m^{-1}) > 편백나무 (1.28 dS m^{-1}) 순으로 높았다.

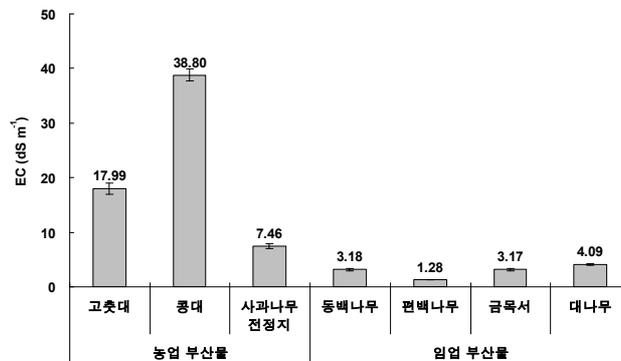


Fig. 3-301. 농림 부산물 종류별 EC 특성.

(다) O.M

농림 부산물의 종류에 따라 조사된 O.M 함량은 Fig. 3-302에서 보는 바와 같다. 고춧대, 콩대 및 대나무의 O.M 함량은 각각 92.3, 95.9 및 92.9%로 90% 이상의 높은 유기물 함량을 나타내었으며, 사과나무 전정지, 동백나무, 편백나무 및 금목서의 O.M 함량은 각각 79.3, 81.4, 82.0 및 78.9%로 조사되었다.

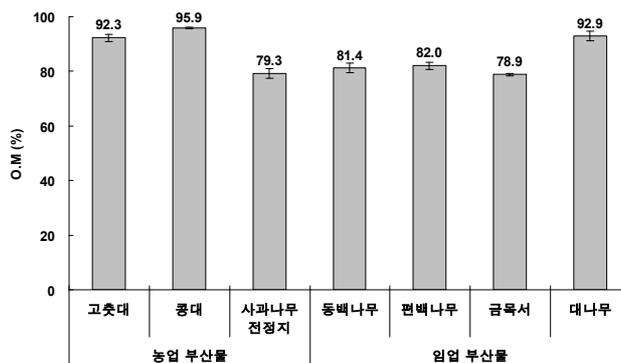


Fig. 3-302. 농림 부산물 종류별 O.M 특성.

(라) T-N

농림 부산물 종류별 T-N 함량은 Fig. 3-303에서 보는 바와 같다. T-N 함량은 고춧대 (1.20%) > 콩대 (0.96%) > 사과나무 전정지 (0.69%) > 금목서 (0.61%) \approx 대나무 (0.61%) >

편백나무 (0.43%) > 동백나무 (0.41%) 순으로 고춧대에서 가장 높은 T-N 함량을 나타내었으며, 동백나무에서 가장 낮은 T-N 함량을 나타내었다. 농업 부산물의 T-N 함량은 전반적으로 임산 부산물의 T-N 함량 보다 더 높은 경향이였다.

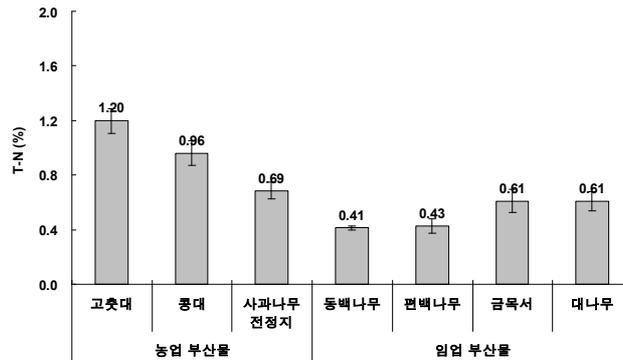


Fig. 3-303. 농림 부산물 종류별 T-N 특성.

(마) T-P

농업 및 임산 부산물 종류별 T-P의 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-304와 같다. 농림 부산물의 T-P 함량은 콩대와 대나무가 각각 0.34%로 가장 높았으며, 고춧대가 0.10%로 가장 낮았다. 농업 부산물은 콩대 (0.34%) > 사과나무 전정지 (0.31%) > 고춧대 (0.10%) 순으로 높았으며, 임산 부산물은 대나무 (0.34%) > 편백나무 (0.28%) ≥ 금목서 (0.25%) > 동백나무 (0.16%) 순으로 높았다. 이와 같이 농업 부산물이 임산 부산물에 비해 전반적으로 높은 T-P 함량을 나타내었다.

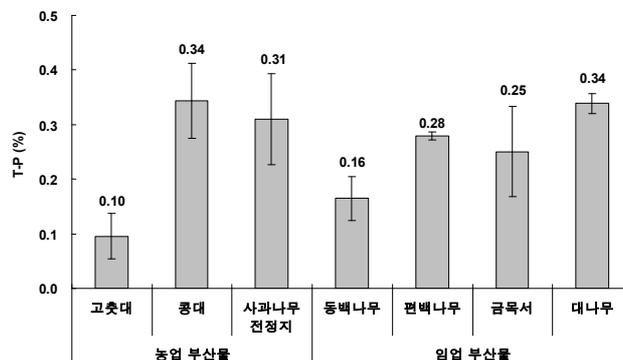


Fig. 3-304. 농림 부산물 종류별 T-P 특성.

(바) K₂O

농림 부산물의 종류에 따라 조사된 K₂O 함량은 Fig. 3-305에서 보는 바와 같이 고춧대, 콩대 및 대나무의 K₂O 함량은 각각 1.44, 1.41 및 0.73%로 다른 농림 부산물에 비해 높았다. 사과나무 전정지, 동백나무, 편백나무 및 금목서의 K₂O 함량은 각각 0.21, 0.38, 0.09 및 0.29%로 0.40% 이하의 낮은 함량을 나타내었다.

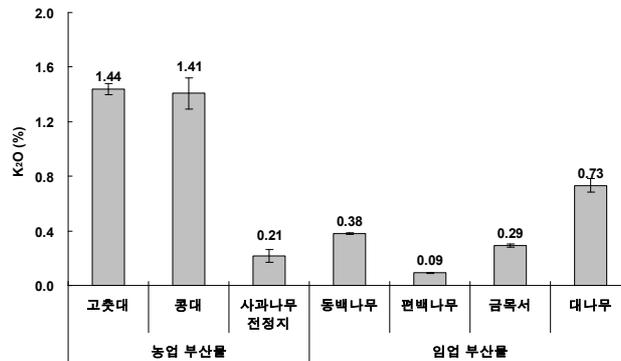


Fig. 3-305. 농림 부산물 종류별 K₂O 특성.

(사) CaO

농림 부산물 종류별 CaO 함량은 Fig. 3-306에서 보는 바와 같다. CaO 함량은 동백나무 (1.30%) > 사과나무 전정지 (1.23%) > 고춧대 (1.04%) > 콩대 (0.84%) ≥ 편백나무 (0.59%) > 금목서 (0.15%) > 대나무 (0.05%) 순으로 동백나무에서 가장 높은 CaO 함량을 나타내었으며, 대나무에서 가장 낮은 CaO 함량을 나타내었다.

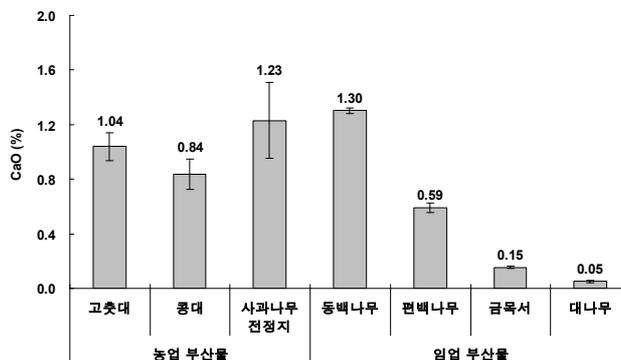


Fig. 3-306. 농림 부산물 종류별 CaO 특성.

(아) MgO

농림 부산물 종류별 MgO 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-307에서 보는 바와 같이 콩대를 제외한 나머지 부산물에서 0.03~0.26% 범위로 큰 차이 없이 조사되었다. 콩대는 농림 부산물 중 MgO 함량이 0.71%로 가장 높았으며, 편백나무가 0.03%로 가장 낮았다. 농업 부산물은 콩대 (0.71%) > 고춧대 (0.26%) > 사과나무 전정지 (0.16%) 순으로 높았으며, 임산 부산물은 동백나무 (0.15%) > 대나무 (0.08%) ≥ 금목서 (0.04%) ≥ 편백나무 (0.03%) 순으로 높았다.

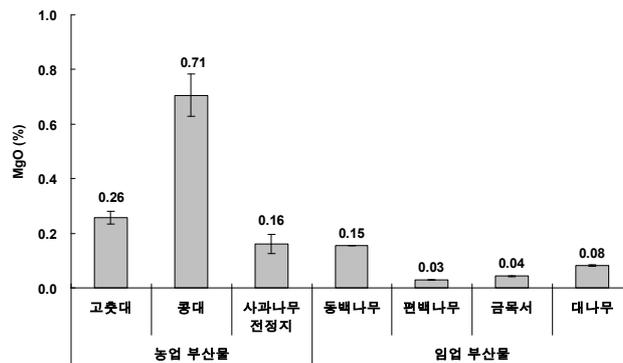


Fig. 3-307. 농림 부산물 종류별 MgO 특성.

(자) 미량원소

농림 부산물 종류에 따른 미량원소의 특성을 조사한 결과는 Table 3-44에서 보는 바와 같다. B의 함량은 고춧대, 콩대 및 금목서에서는 검출되지 않았고, 나머지 부산물에서 8 mg kg^{-1} 이하의 미량으로 검출되었다. Cu의 함량은 부산물 종류에 상관없이 $1.83 \sim 8.02 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 동백나무에서 가장 많았다. Fe의 함량은 고춧대, 콩대 및 사과나무 전정지에서 각각 56.6, 54.1 및 46.2 mg kg^{-1} 이었고, 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무에서 $24.7 \sim 169 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 검출되었다. 농림 부산물의 미량원소 중 Mn의 함량은 동백나무가 494 mg kg^{-1} 으로 가장 많았고, 고춧대가 10.9 mg kg^{-1} 으로 가장 적었다. Mo의 함량은 편백나무 및 금목서에서 각각 0.33 및 2.08 mg kg^{-1} 으로 검출되었으며, 나머지 부산물에서는 검출되지 않았다. Ni의 함량은 농림 부산물의 종류에 상관없이 $0.26 \sim 1.47 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 조사되었다. 사과나무 전정지, 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무의 Zn 함량은 각각 27.7, 34.3, 20.0, 5.53 및 16.1 mg kg^{-1} 으로 조사되었으며, 고춧대 및 콩대에서는 검출되지 않았다.

Table 3-44. 농림 부산물 종류별 미량원소 특성

		B	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
		----- (mg kg ⁻¹) -----						
농업 부산물	고춧대	ND	5.05±0.5	56.6±9.3	10.9±1.4	ND	0.26±0.0	ND
	콩대	ND	5.75±0.6	54.1±1.4	50.3±5.6	ND	1.47±0.2	ND
	사과나무 전정지	3.07±0.2	1.83±0.4	46.2±3.7	6.30±1.7	ND	0.91±0.1	27.7±3.2
	동백나무	7.10±0.6	8.02±0.6	169±7.1	494±6.5	ND	1.31±0.4	34.3±2.1
임산 부산물	편백나무	4.27±0.6	2.44±0.3	98.6±13.8	59±2.4	0.33±0.0	1.23±0.4	20.0±2.7
	금목서	ND	1.99±0.2	431±29.8	71±2.4	2.08±0.3	1.12±0.3	5.53±1.2
	대나무	7.29±0.6	5.79±1.2	24.7±1.3	45±6.5	ND	0.45±0.1	16.1±2.6

ND : Not detected

나) 농림 부산물 활용 biochar의 토양개량제로서의 활용 가능성 종합 검토 및 평가

농림 부산물을 활용하여 biochar 제조시 토양개량제로서의 활용 가능성을 검토하기 위해 공시재료의 무기성분 특성을 종합한 결과는 Table 3-45에서 보는 바와 같다. 농림 부산물 종류에 상관없이 T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO의 함량은 전반적으로 농업 부산물이 임업 부산물에 비해 많은 경향으로 조사되었다. T-N의 함량은 농업 부산물에서 0.69~1.20% 범위이었고, 임산 부산물에서 0.41~0.61% 범위로 농업 부산물에서 더 높았으며, T-P, K₂O, CaO 및 MgO의 함량도 농업 부산물에서 높았다. 이와 같이 비료영양학적인 측면에서 접근할 경우 농업 부산물이 임산 부산물에 비해 무기성분 함량이 높아 토양개량제로서 가치가 높지만 양적인 측면에서 접근할 경우에는 임산 부산물의 가용 잠재량이 많아 대량의 토양개량제를 생산하기 위해서는 임산 부산물이 효과적일 것으로 판단된다. 따라서 용도에 맞게 농업 및 임산 부산물을 고려하여 토양개량제로서의 가치를 평가한 후 활용해야 할 것으로 판단된다.

Table 3-45. 농림 부산물 종류별 무기성분 함량

		T-N	T-P	K ₂ O	CaO	MgO
		----- (%) -----				
농업 부산물	고춧대	1.20±0.09	0.10±0.04	1.44±0.04	1.04±0.10	0.26±0.02
	콩대	0.96±0.09	0.34±0.09	1.41±0.11	0.84±0.11	0.71±0.08
	사과나무 전정지	0.69±0.06	0.31±0.03	0.21±0.05	1.23±0.28	0.16±0.04
임산 부산물	동백나무	0.41±0.01	0.17±0.01	0.38±0.01	1.30±0.02	0.15±0.00
	편백나무	0.43±0.05	0.28±0.01	0.09±0.00	0.59±0.03	0.03±0.00
	금목서	0.61±0.08	0.25±0.01	0.29±0.01	0.15±0.01	0.04±0.00
	대나무	0.61±0.07	0.34±0.03	0.73±0.05	0.05±0.01	0.08±0.00

2) 농림 부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리·화학적 특성 비교

가) 생산된 biochar 종류별 물리적 특성

(1) 단면관찰

농림 부산물을 사용하여 열분해 온도별로 제조된 biochar의 단면은 주사전자현미경을 이용하여 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-308에서 보는 바와 같다. 농림 부산물 종류 및 열분해 온도에 상관없이 조사된 biochar의 단면은 관찰한 시료에 따라 약간의 차이를 보였지만 구조는 비슷하게 조사되었다.

농업 부산물을 사용하여 제조한 고춧대 biochar는 열분해 온도에 상관없이 측면부위는 온전한 형태를 유지하고 있었으며, 열분해로 인하여 유기물이 없어짐에 따라 탄소구조 모양의 무늬가 나타났다. 콩대 biochar는 열분해 온도 400 및 500℃에서 중앙부위에 탄소구조 모양의 무늬가 뚜렷하게 관찰되었으며, 고춧대 biochar와 유사하게 측면부위는 온전한 형태를 유지하고 있었다. 사과나무 전정지 biochar는 열분해 온도에 상관없이 측면 및 중앙부위 모두에서 탄소구조 모양의 무늬가 다수 관찰되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따른 단면의 구조적 차이는 보이지 않았다 (Fig. 3-308).

임산 부산물을 사용하여 제조한 동백나무 biochar의 단면은 Fig. 3-308에서 보는 바와 같이 열분해 온도에 상관없이 비슷한 구조적 특성을 보였으며, 나이트가 없어지지 않고 관찰되었다. 편백나무 biochar는 열분해 온도에 따른 구조적인 차이는 없었지만 동백나무 biochar에 비해 탄소구조 무늬가 선명하게 관찰되었다. 주사전자현미경을 이용하여 관찰한 금목서 biochar의 단면은 중앙부위와 측면부위에서 열분해 온도가 증가함에 따른 차이는 나타나지 않았다. 대나무 biochar는 금목서 biochar와 유사한 특성으로 관찰되었으며, 열분해에 의해 유기물이 없어지면서 탄소구조 무늬가 선명하게 관찰되었다.

(2) EDS

농업 및 임산 부산물을 열분해 온도별로 제조한 biochar의 EDS 결과는 다음과 같다. 제조된 농림 부산물 biochar에서는 C, O, K, Mg, Ca 및 Fe 등이 포함되어 있었으며 이 중에서 C가 가장 많이 포함되어 있었다. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 C 무게량의 경우 열분해 온도에 상관없이 400℃에서 평균 76.5%, 500℃에서 평균 약 85%, 600℃에서 평균 약 85.1%, 700℃에서 평균 약 87.1%로 열분해 온도가 증가함에 따라 C 구성비가 증가하였으며, 원자량의 경우도 이와 유사한 경향이였다. 제조된 농림 부산물 biochar 종류별 C 구성비는 열분해 온도에 상관없이 금목서 (무게량: 약 88.8%, 원자량: 약 91.6%)에서 가장 높았으며, 전반적으로 농업 부산물에 비해 임산 부산물에서 더 높은 C 구성비를 나타내었다.

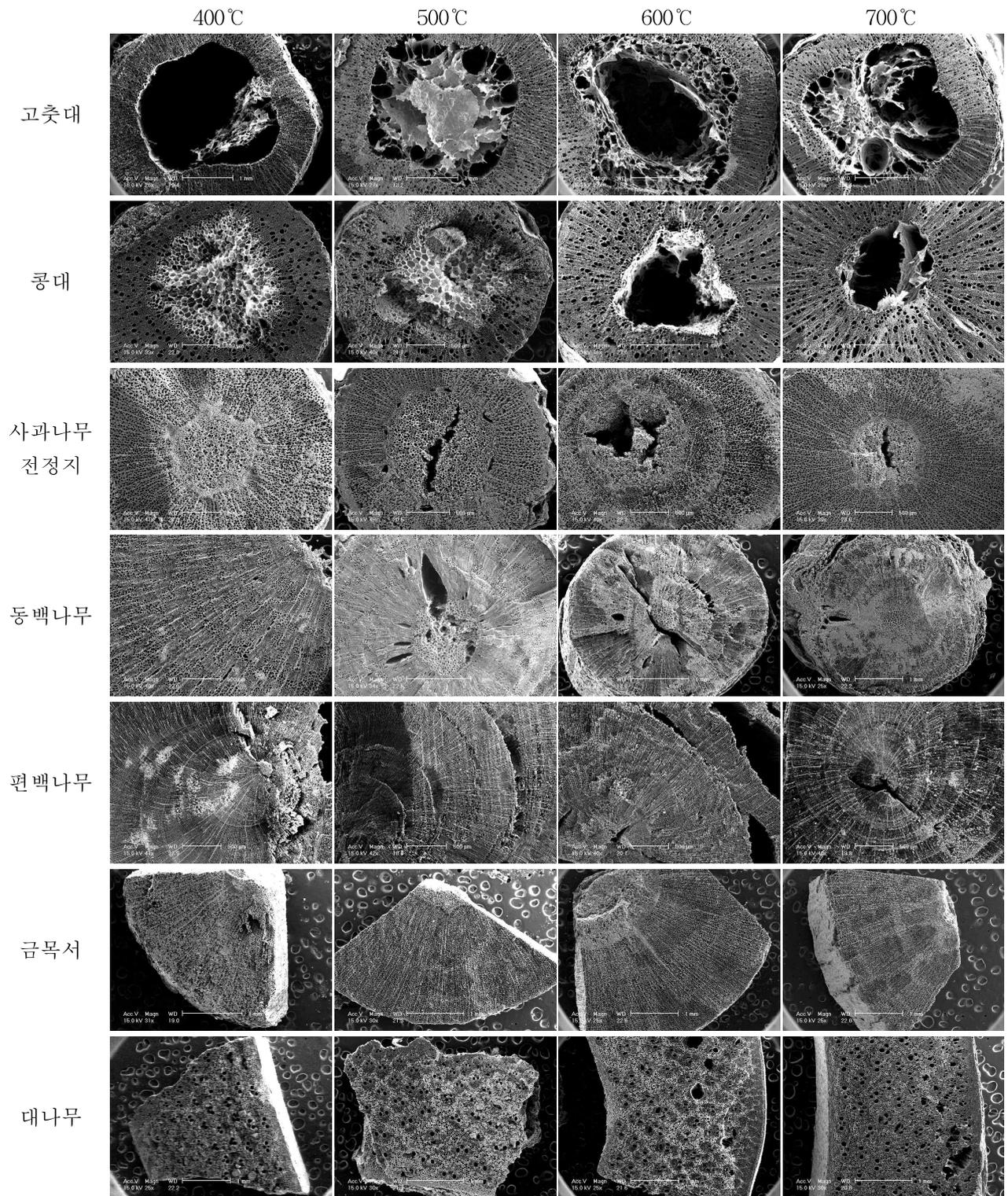


Fig. 308. 열분해 온도별 및 재료별 농림 부산물 biochar의 전자현미경 관찰 (SEM).

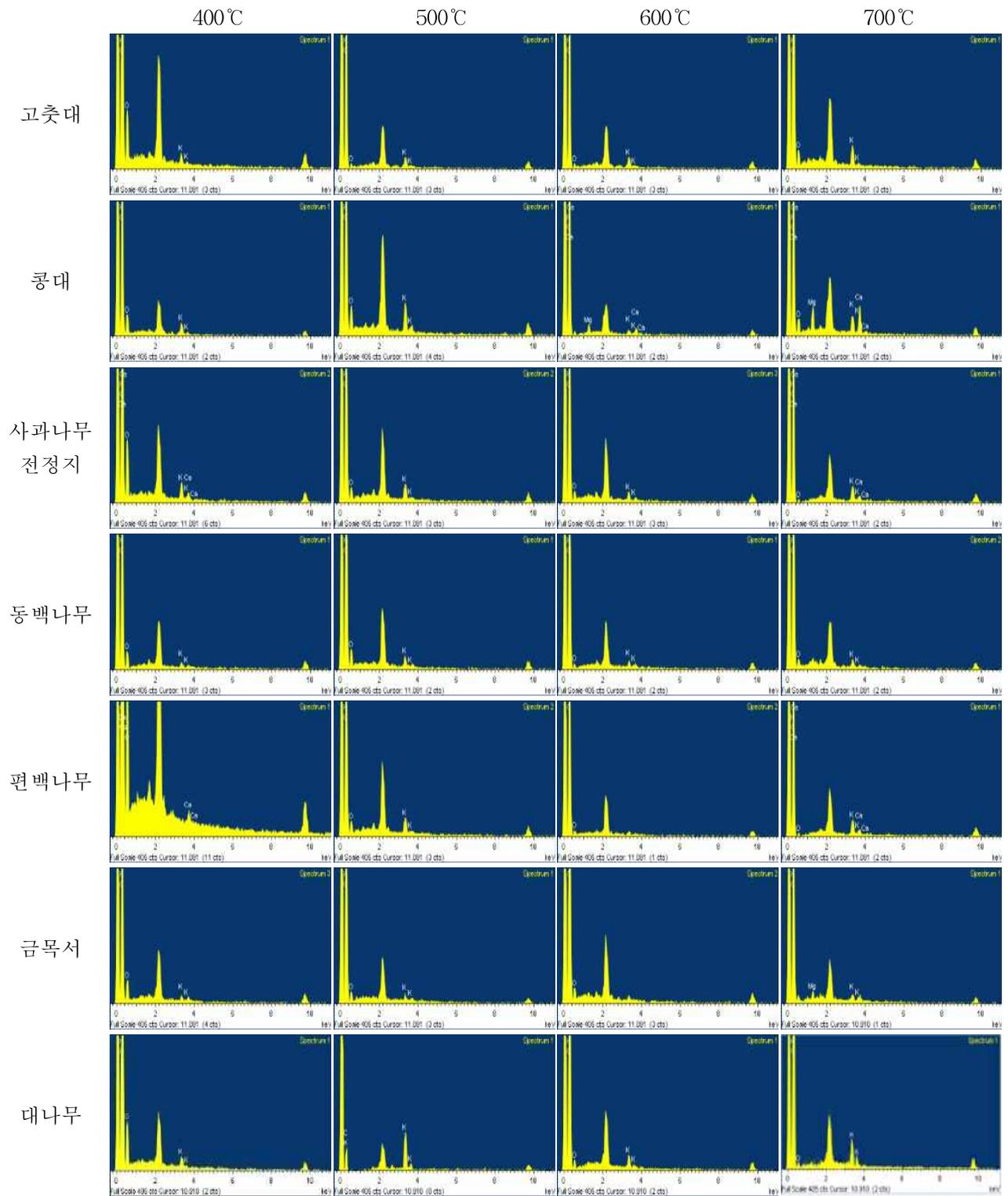


Fig. 3-309. 열분해 온도별 및 재료별 농림 부산물 biochar의 표면성분 특성.

(3) FT-IR

열분해 온도 (400, 500, 600 및 700°C)에 따른 농업 및 임산 부산물 biochar의 IR spectrum 결과는 Fig 3-310 및 3-311에서 보는 바와 같다. 본 결과는 다양한 연구 분야에서 기능족 분

석에 가장 널리 쓰이고 있는 Fourier transform infrared spectroscopy (FT-IR)을 이용하여 열분해 온도별 biochar의 주요 기능족의 변화를 파악하는데 중점을 두었다.

농업 부산물 중 고춧대에서의 열분해 온도별 작용기는 761 cm^{-1} 에서 방향족 C-H, 1,606에서 N-H bending을 나타내었다. 콩대에서는 열분해 온도에 따라 579 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X, 1,095 cm^{-1} 에서 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났다. 사과나무 전정지에서 열분해 온도별 작용기는 866 cm^{-1} 에서 방향족 C-H, 1,127 cm^{-1} 흡수대에서 ether 및 alcohol기의 C-O 결합이 확인되었으며, 이것은 신축진동에 의한 것으로 판단된다 (Park et al., 2012).

임산 부산물 중 동백나무에서의 작용기는 1,565 cm^{-1} 흡수대에서 열분해 온도에 따라 공통적으로 N-H bending이 확인되었고, 편백나무에서는 열분해 온도에 따라 597 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X, 870 cm^{-1} 에서 방향족 C-H기를 나타내었다. 금목서에서 열분해 온도별 작용기는 콩대 및 편백나무와 비슷한 경향으로 574 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X기를 나타내었고, 783 cm^{-1} 흡수대에서 방향족 C-H기를 나타내었다. 대나무에서는 790 cm^{-1} 흡수대에서 방향족 C-H기를 나타내었으며, 이것은 고춧대, 콩대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 금목서에서 비슷한 경향이였다. 또한, 3,631 cm^{-1} 에서 alcohols 및 phenols O-H 결합을 확인하였다.

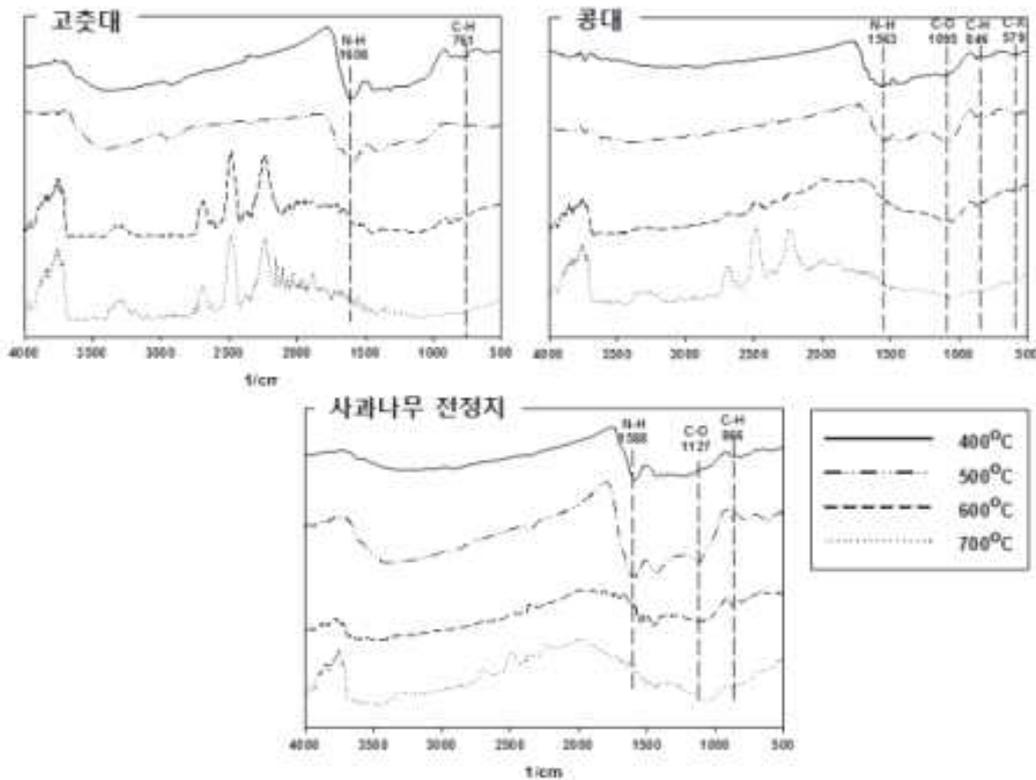


Fig. 3-310. 농업 부산물로부터 제조된 biochar의 FR-IR 스펙트럼 특성.

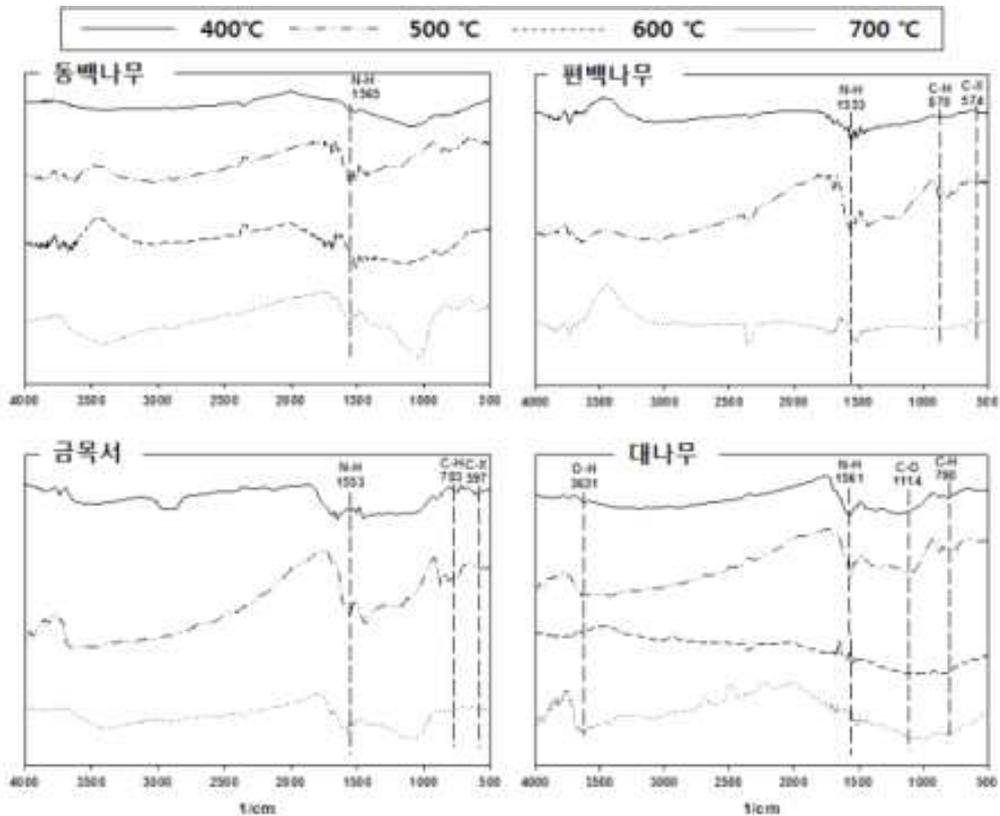


Fig. 3-311. 임산 부산물로부터 제조된 biochar의 FR-IR 스펙트럼 특성.

(4) 수분함량

농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 수분함량을 조사한 결과는 Table 3-46과 같이 농업 부산물 biochar가 임산 부산물 biochar에 비해 수분함량이 높은 경향이였다. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 수분함량은 열분해 온도와 시간에 상관없이 전반적으로 콩대 biochar에서 가장 높았으며, 편백나무 biochar에서 가장 낮았다. 열분해 온도에 따른 수분함량은 열분해 시간에 상관없이 전반적으로 열분해 온도가 높아짐에 따라 수분함량이 증가하는 경향이였으나 농림 부산물 종류에 따라 차이가 있었으며, 열분해 온도에 따른 특별한 경향은 나타나지 않았다. 열분해 시간에 따른 수분함량은 열분해 온도와 상관없이 전반적으로 열분해 5시간 조건이 4시간 조건에 비해 높은 경향이였으나, 농림 부산물 biochar의 종류 및 부위에 따라 차이가 많이 났다. 열분해 온도와 시간에 상관없이 전반적으로 임산 부산물보다 농업 부산물이 더 높은 수분함량을 나타내었다.

Table 46. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 수분함량

구분	종류	열분해 온도	열분해 4시간	열분해 5시간
		(°C)	----- (%) -----	-----
농업 부산물	고춧대	400	3.59±0.21	4.56±1.86
		500	3.95±0.57	3.79±0.17
		600	6.03±0.40	6.12±0.56
		700	7.36±0.35	7.47±0.68
	콩대	400	5.59±0.54	6.04±0.60
		500	6.38±0.88	5.77±2.11
		600	11.02±0.76	8.28±2.48
		700	10.60±1.12	8.64±1.07
	사과나무 전정지	400	7.20±3.41	5.16±1.42
		500	5.15±0.05	6.51±1.64
		600	6.42±2.51	7.53±1.09
		700	4.97±1.51	5.58±1.05
임산 부산물	동백나무	400	2.87±0.55	3.26±0.34
		500	2.72±0.23	3.06±0.42
		600	3.21±0.37	3.65±0.54
		700	3.14±0.19	5.80±0.60
	편백나무	400	3.49±0.34	3.15±0.12
		500	3.34±0.21	3.78±0.23
		600	2.57±0.06	2.89±0.17
		700	2.48±0.01	2.72±0.32
	금목서	400	3.16±0.28	2.88±0.51
		500	4.76±0.16	4.01±0.47
		600	4.33±0.02	3.95±0.19
		700	7.66±0.30	5.80±1.27
대나무	400	5.43±2.32	5.16±2.23	
	500	3.81±0.97	4.05±0.44	
	600	4.97±0.08	5.15±0.14	
	700	4.08±1.66	4.13±1.54	

나) 제조된 biochar 종류별 화학적 특성

(1) pH

농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 pH를 조사한 결과는 Fig. 3-312와 같다. 농림 부산물 종류별 biochar의 pH는 열분해 온도와 시간에 상관없이 전반적으로 고춧대, 사과나무 전정지 및 편백나무 biochar에서 높은 경향이였으며, 그 외 부산물 biochar에서는 전반적으로 비슷한 범위의 pH를 나타내었다. 농림 부산물 biochar는 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 pH가 증가하는 경향으로 조사되었다. 제조된 biochar의 종류 및 열분해 온도에 상관없이 열분해 4시간 조건에서 pH는 8.18~12.25 범위이었고, 열분해 5시간 조건에서 pH는 9.32~12.68 범위로 열분해 시간에 따른 pH 변화는 큰 차이 없이 비슷하였다. 농림 부산물 종류별 biochar는 열분해 온도와 시간에 상관없이 전반적으로 농업 부산물 biochar가 임산 부산물 biochar에 비해 높은 pH를 나타내었다.

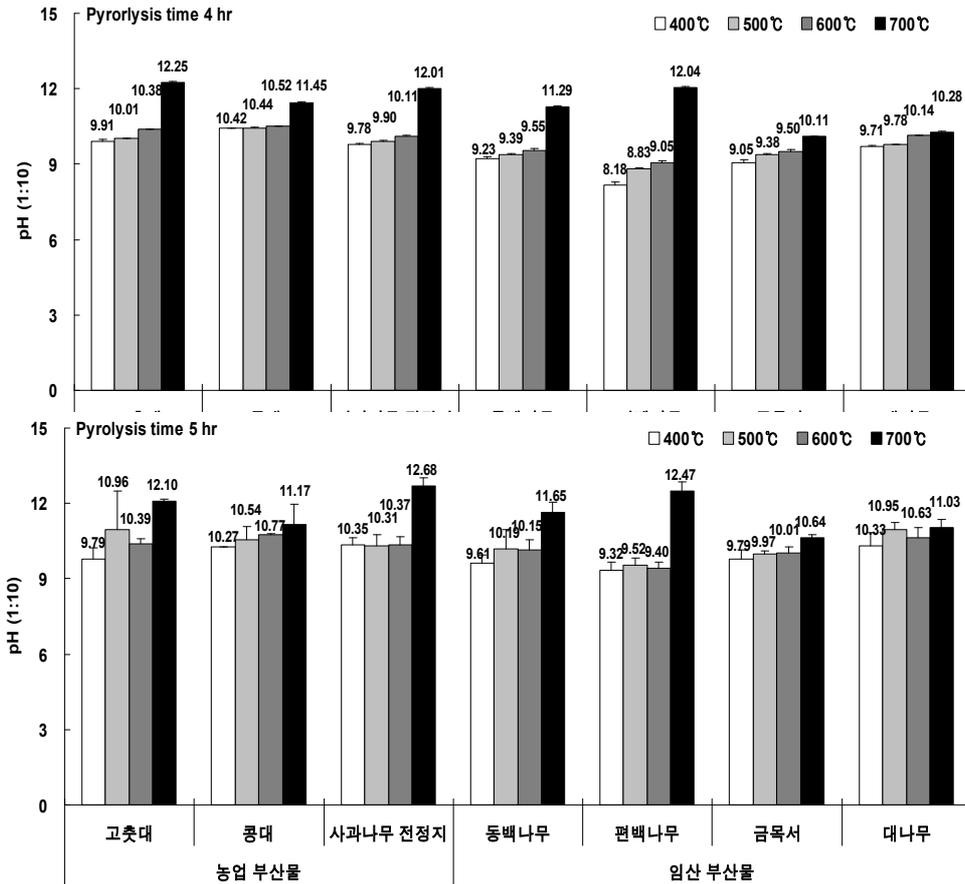


Fig. 3-312. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

(2) EC

농업 및 임산 부산물 종류에 따른 biochar의 EC를 조사한 결과는 Fig. 3-313과 같이 농업 부산물 biochar의 EC가 임산 부산물 biochar의 EC에 비해 높은 경향이였다.

열분해 4시간 조건에서 제조된 농림 부산물 종류별 biochar의 EC는 열분해 온도가 400°C일 때 2.3~47.8 dS m⁻¹, 500°C일 때 3.7~56.1 dS m⁻¹, 600°C일 때 4.9~56.0 dS m⁻¹ 및 700°C일 때 16.6~71.3 dS m⁻¹ 범위로 열분해 온도가 증가함에 따라 biochar의 EC가 증가하였다. 열분해 5시간 조건에서 제조된 biochar의 EC도 열분해 4시간 조건에서 제조된 biochar의 EC와 유사한 경향으로 조사되었다.

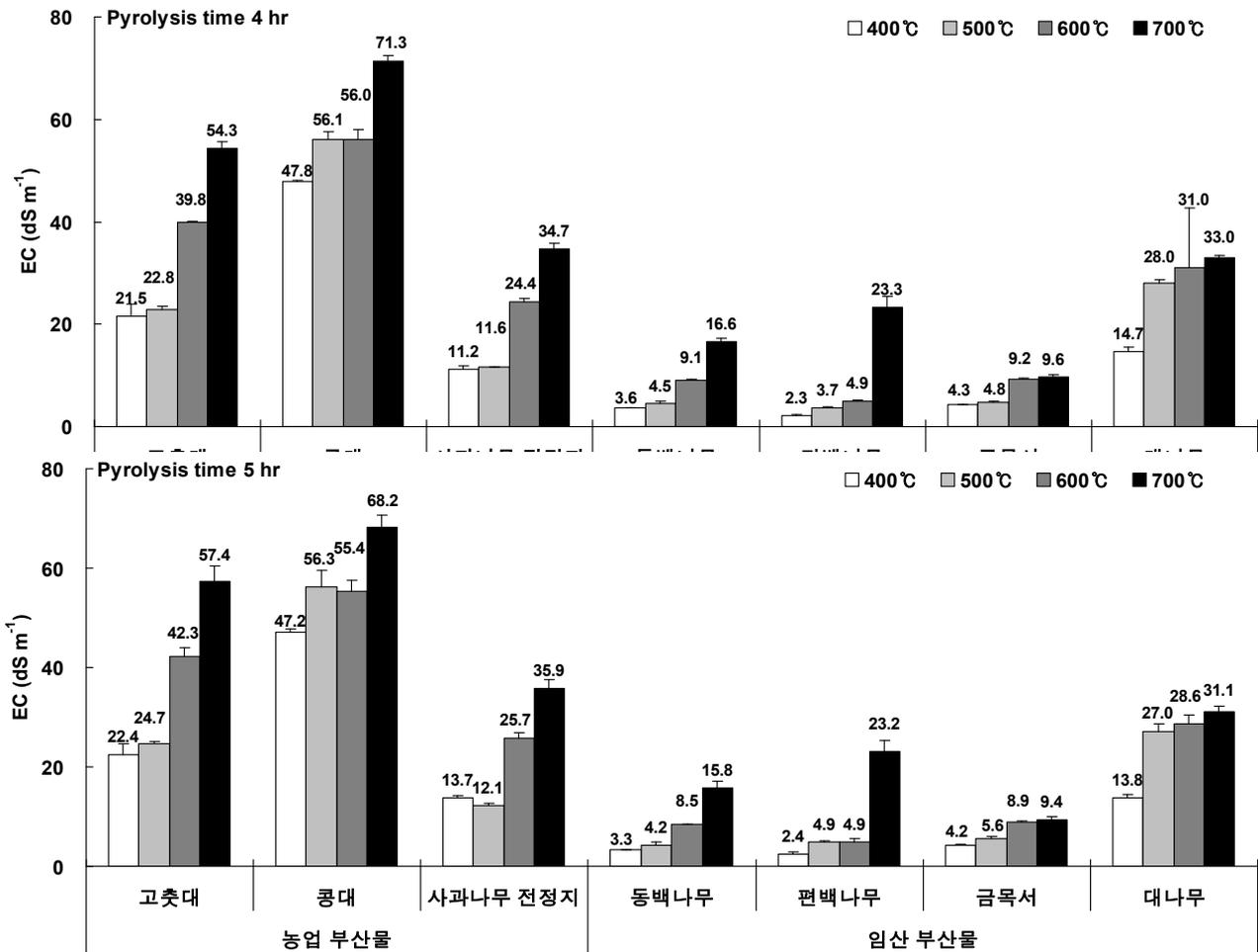


Fig. 3-313. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

(3) T-N

농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 T-N 함량을 조사한 결과 열분해 온도 및 시간에 상관없이 전반적으로 콩대가 가장 많았고, 대나무가 가장 낮게 조사되었다 (Fig. 3-314). 열분해 4시간 조건에서 제조된 biochar의 T-N 함량은 종류에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 T-N의 함량이 감소하는 경향이었으며, 열분해 5시간 조건에서도 유사한 경향을 보였다.

열분해 시간에 상관없이 열분해 온도 400°C 조건에서 부산물의 특성에 따른 biochar의 T-N 함량은 농업 부산물 biochar의 경우 2.01~2.50%, 임산 부산물 biochar의 경우 1.28~1.79% 범위로 농업 부산물 biochar의 T-N 함량이 더 높았다. 따라서 향후 연구에서 질소의 요구량이 높은 토양개량제 제조시 농업 부산물을 활용하여 제조된 biochar가 임산 부산물에 비해 효율성이 클 것으로 판단된다.

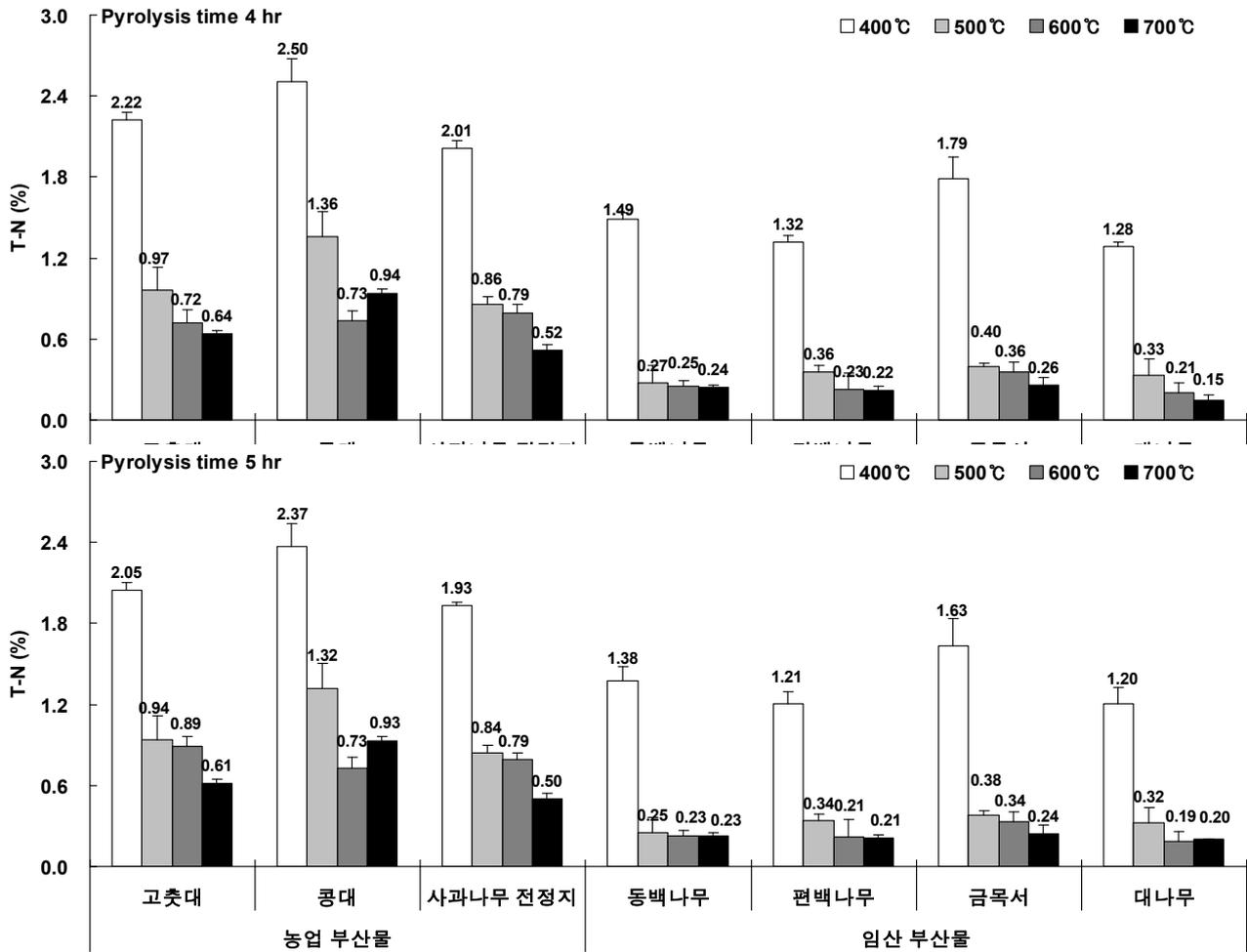


Fig. 3-314. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

(4) T-P

농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 T-P 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-315에서 보는 바와 같이 열분해 시간 및 biochar의 종류에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 T-P의 함량이 증가하는 경향을 나타내었다. 열분해 4시간 조건에서 제조된 biochar의 T-P 함량은 종류에 상관없이 열분해 온도가 400°C일 때 0.19~1.58%, 500°C일 때 0.28~1.54%, 600°C일 때 0.37~1.59% 및 700°C일 때 0.52~1.79% 범위로 열분해 온도가 증가함에 따라 biochar의 T-P 함량이 증가하였으며, 콩대 biochar의 T-P 함량이 가장 많았다. 제조된 biochar T-P 함량은 T-N 함량과 달리 열분해 온도가 증가할수록 T-P의 함량이 증가하였기 때문에 토양개량제 제조에는 열분해 온도를 고려하여 biochar를 생산하여야 할 것으로 판단된다.

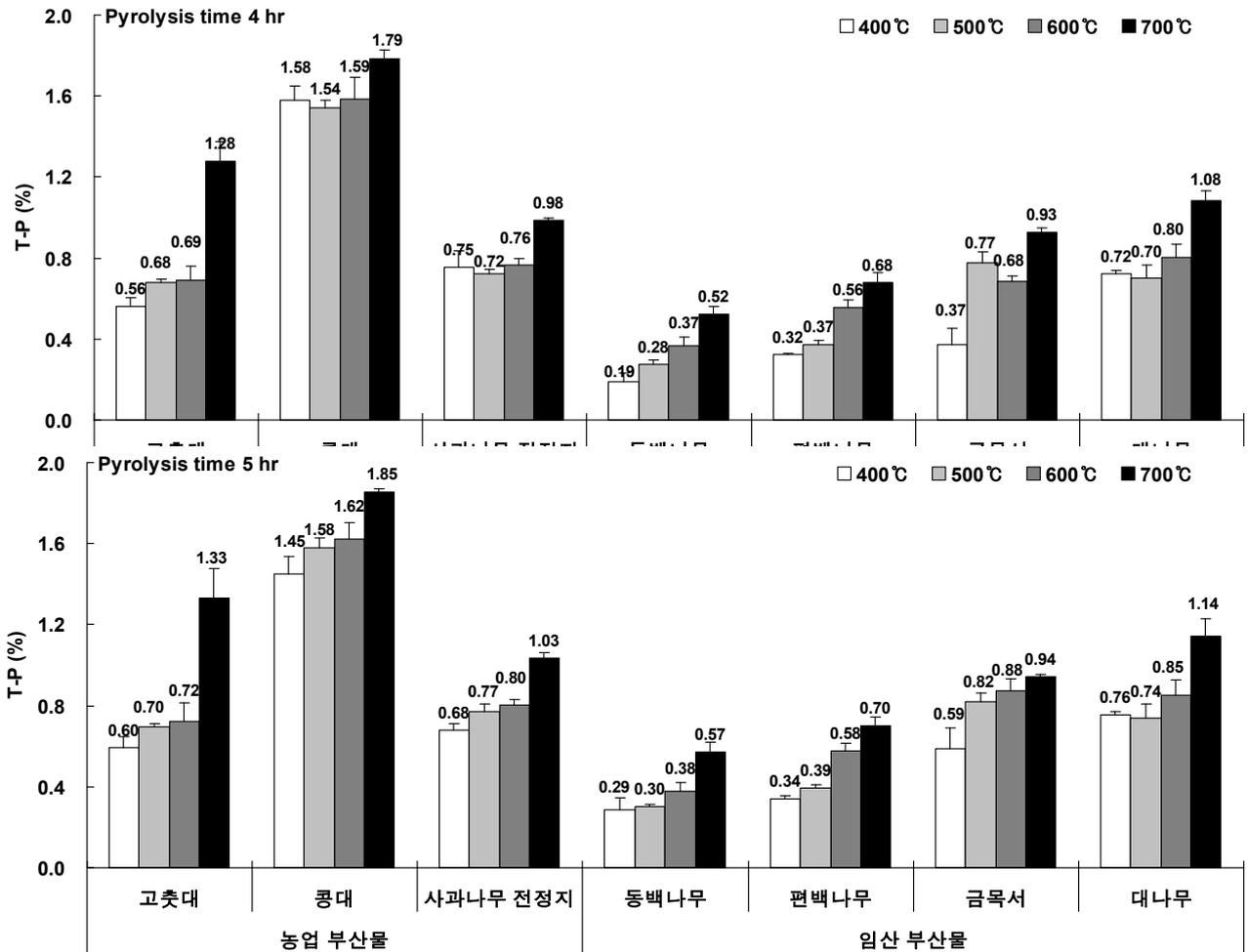


Fig. 3-315. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

(5) K₂O

농업 및 임산 부산물 종류별 biochar의 K₂O 함량을 나타낸 결과는 Fig. 3-316과 같다. 제조된 biochar의 K₂O 함량은 T-P의 함량과 유사한 경향으로 열분해 온도가 증가할수록 제조된 biochar의 K₂O 함량이 증가하는 경향을 나타내었다.

열분해 4시간 조건에서 제조된 고춧대, 콩대 및 대나무 biochar의 K₂O 함량은 열분해 온도에 상관없이 각각 1.52~2.34, 3.54~4.55 및 1.93~2.72% 범위로 다른 부산물 biochar에 비해 높게 조사되었으며, 동백나무, 편백나무 및 금목서 biochar의 경우 K₂O 함량이 1% 이하로 낮게 조사되었다. 열분해 5시간 조건에서 제조된 농림 부산물 종류별 biochar의 K₂O 함량도 고춧대, 콩대 및 대나무 biochar에서 높았고, 동백나무, 편백나무 및 금목서 biochar에서 낮게 조사되었다.

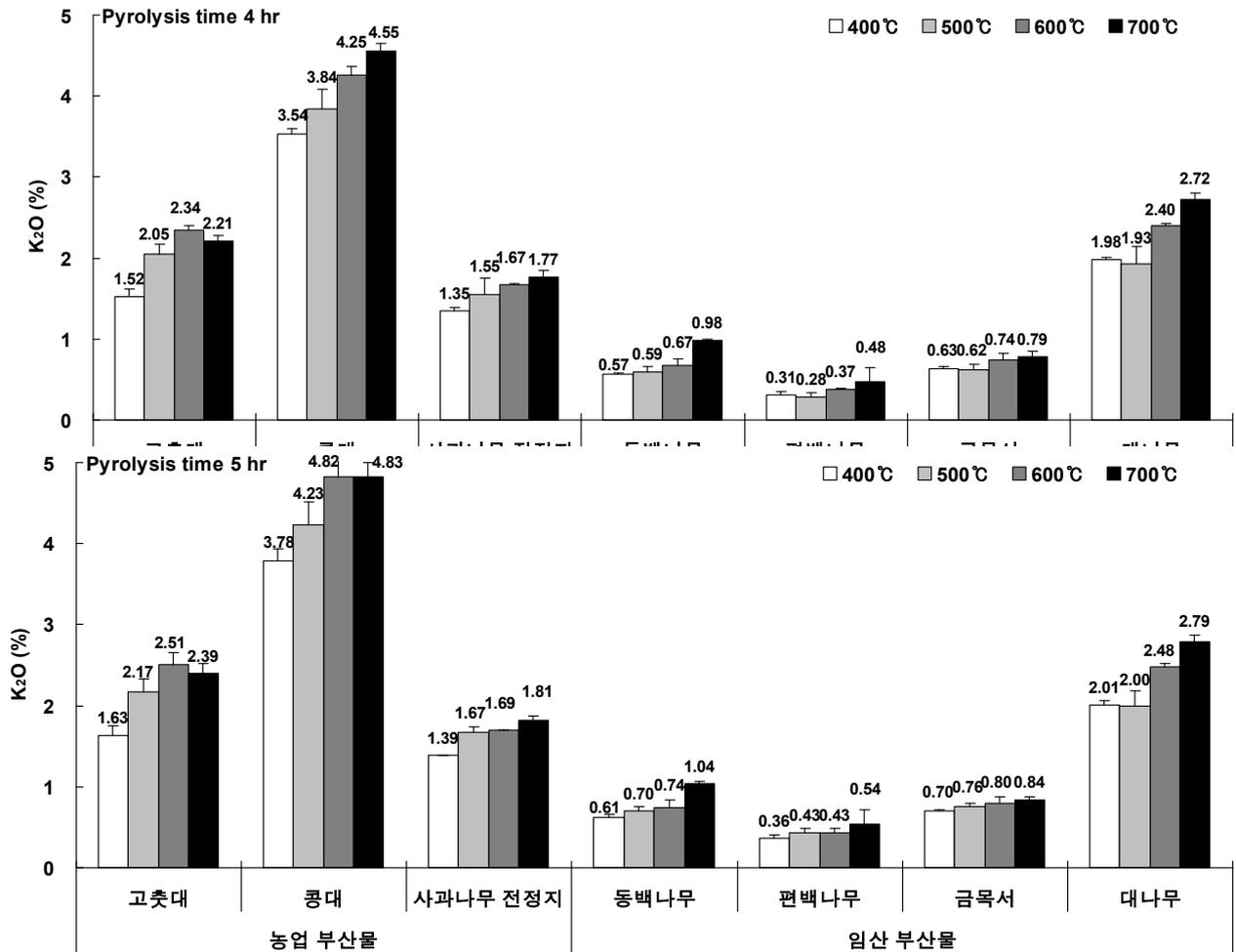


Fig. 3-316. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

(6) CaO

농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 CaO 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-317에서 보는 바와 같이 열분해 온도가 증가할수록 제조된 biochar의 CaO 함량이 증가하는 경향을 보였다.

농림 부산물 종류별 biochar의 CaO 함량은 열분해 4시간 조건에서 대나무 biochar를 제외한 모든 농림 부산물 biochar가 1% 이상의 CaO 함량을 나타내었으며, 대나무 biochar는 0.1% 이하의 매우 낮은 CaO 함량을 나타내었다. 특히 제조된 biochar의 CaO 함량은 T-N, T-P 및 K₂O의 함량과 달리 금목서 biochar에서 가장 높게 조사되었다. 열분해 5시간 조건에서 제조된 농림 부산물 biochar의 CaO 함량은 열분해 4시간 조건과 비슷하게 조사되었다.

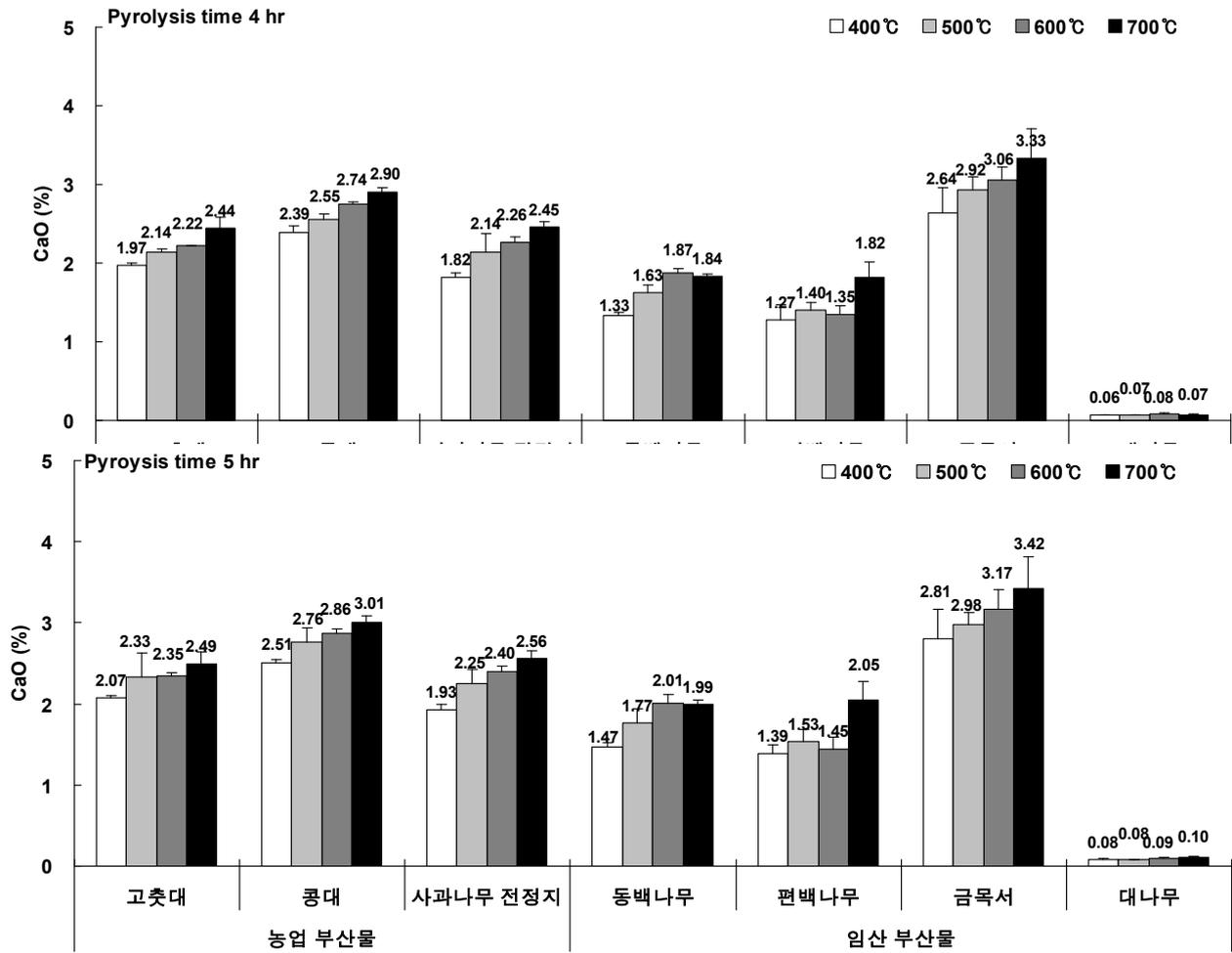


Fig. 3-317. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

(7) MgO

열분해 온도별 및 시간별로 제조된 biochar의 종류별 MgO 함량은 Fig. 3-318에서 보는 바와 같다. 농림 부산물 종류별 MgO 함량은 열분해 온도가 증가할수록 MgO의 함량이 증가하는 경향으로 조사되었다. 열분해 4시간 조건에서 콩대 biochar의 함량은 열분해 온도 400, 500, 600 및 700 °C 조건에서 각각 1.89, 2.26, 2.15 및 2.58%로 다른 부산물 biochar의 MgO 함량에 비해 많았다. 콩대 biochar를 제외한 나머지 biochar의 MgO 함량은 1% 이하로 콩대 biochar에 비해 낮게 조사되었다.

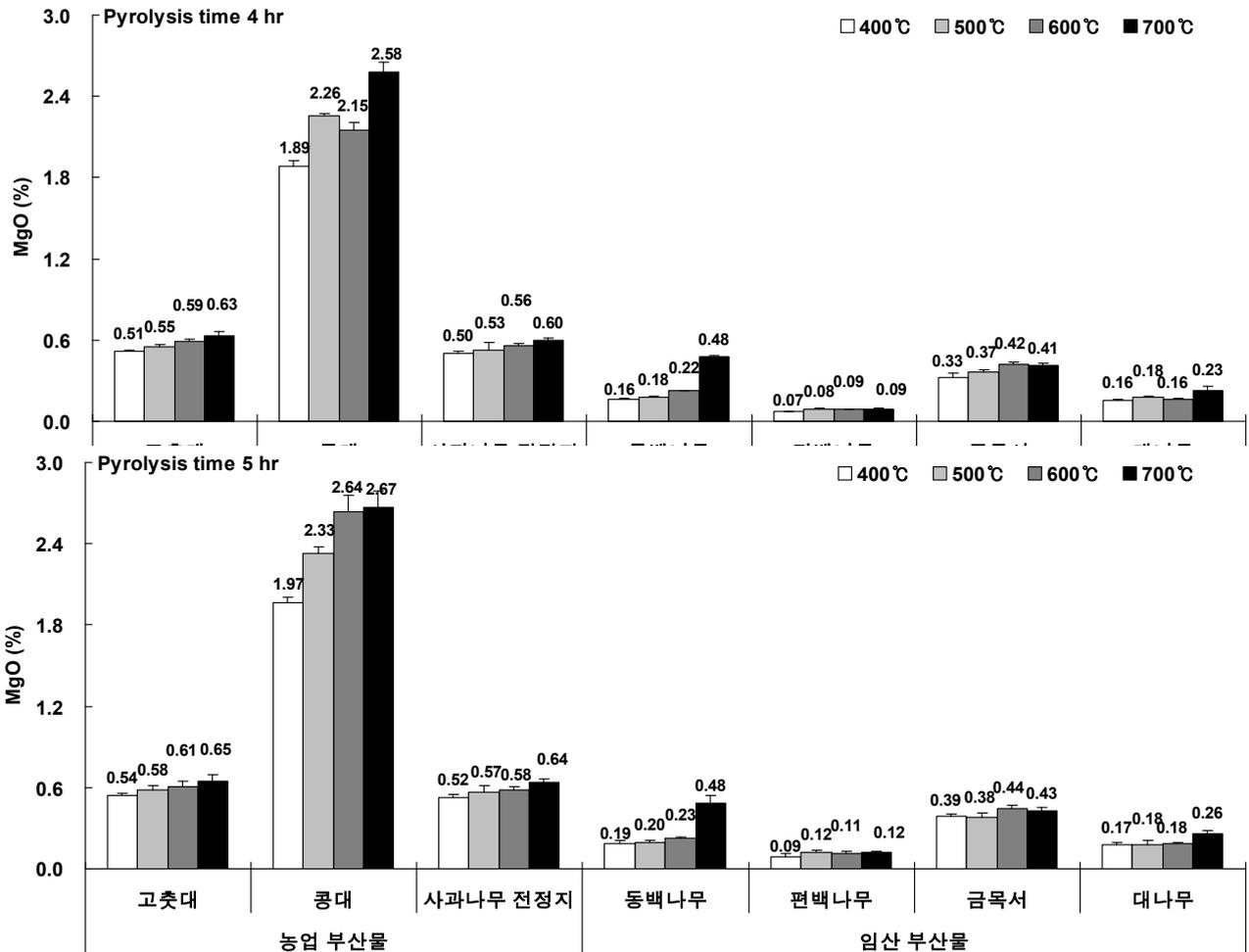


Fig. 3-318. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

4) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발

가) Biochar 제조 효율성 증진을 위한 농림 부산물 원료 투입형태 결정

(1) 농림 부산물 종류에 따른 biochar 수율

고춧대, 콩대, 사과나무 전정지, 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무를 사용하여 열분해 온도 (400, 500, 600 및 700°C)와 시간별 (4시간 및 5시간) biochar의 외형 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-319~3-325에서 보는 바와 같다.

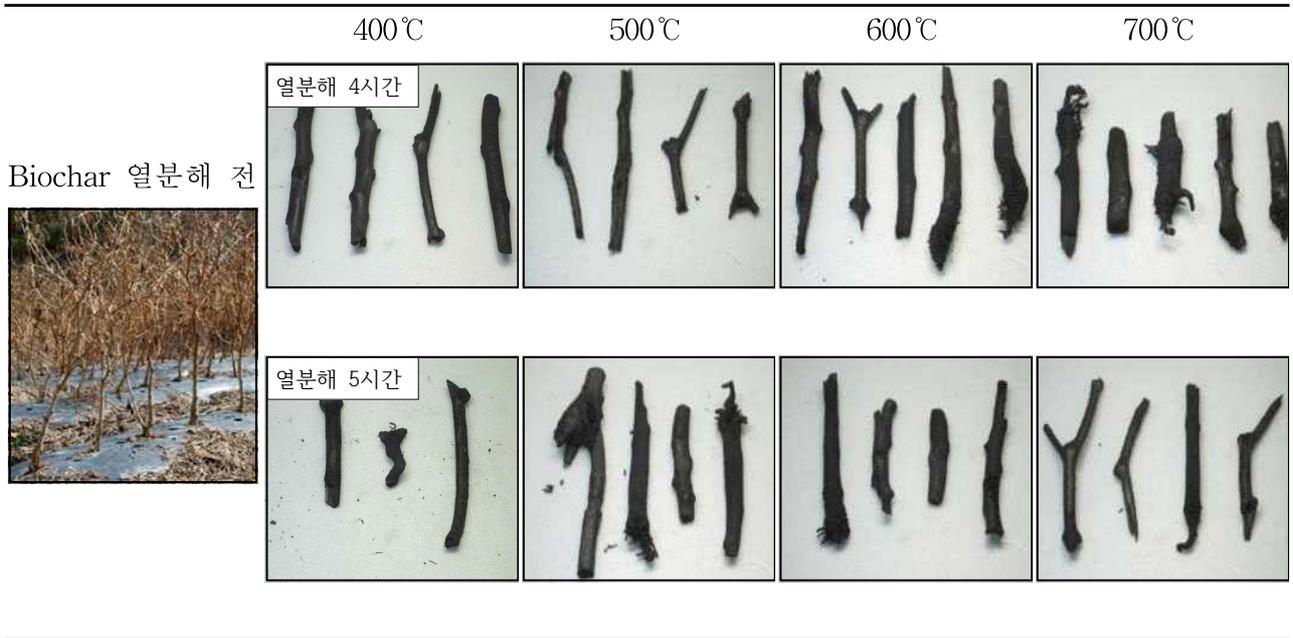


Fig. 3-319. 고추 수확 후 발생된 고춧대를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형특성.

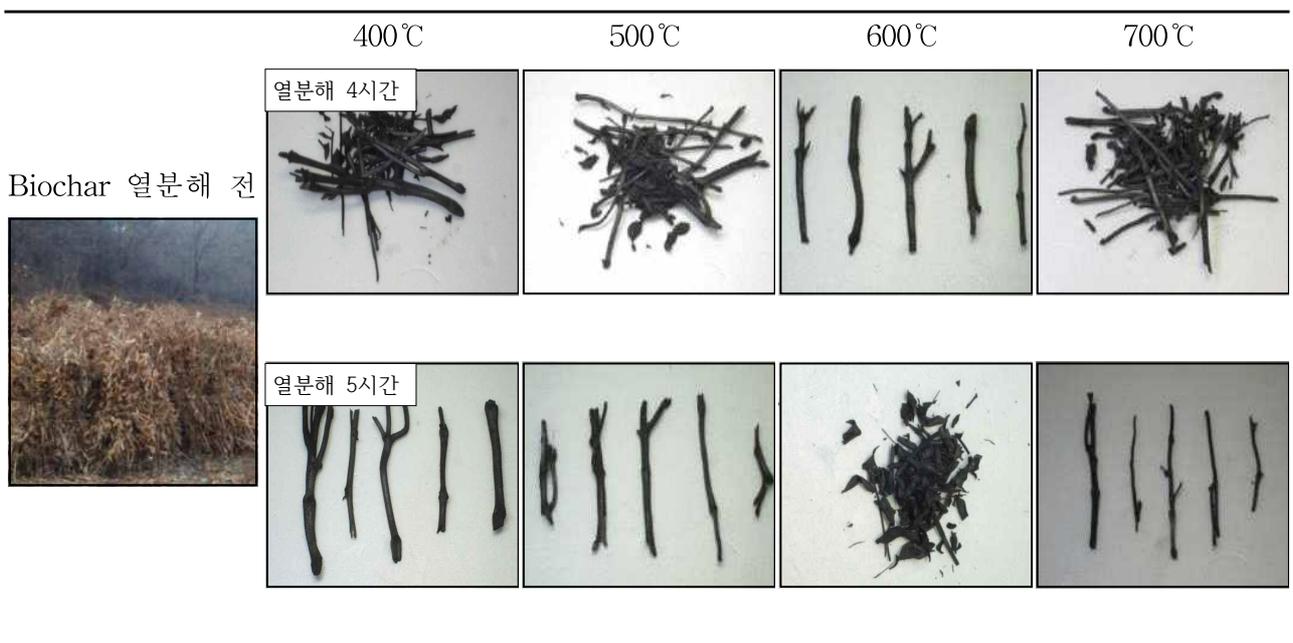


Fig. 3-320. 콩 수확 후 발생된 콩대를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형특성.

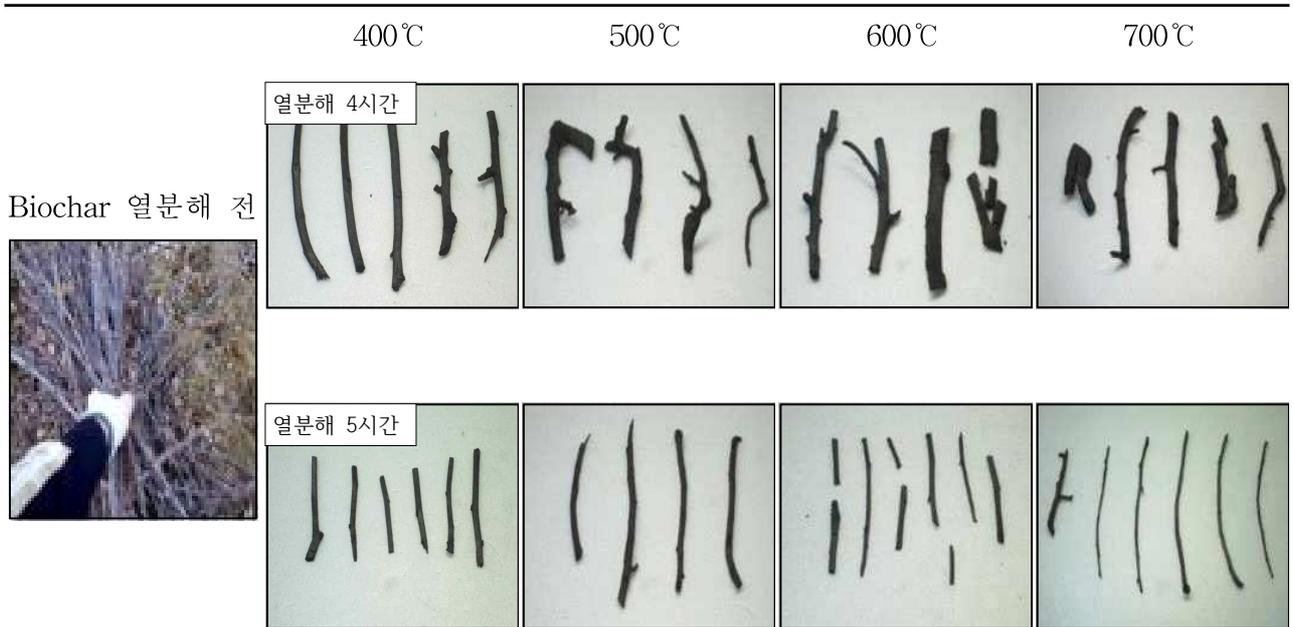


Fig. 3-321. 사과나무 전정지를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형 특성.

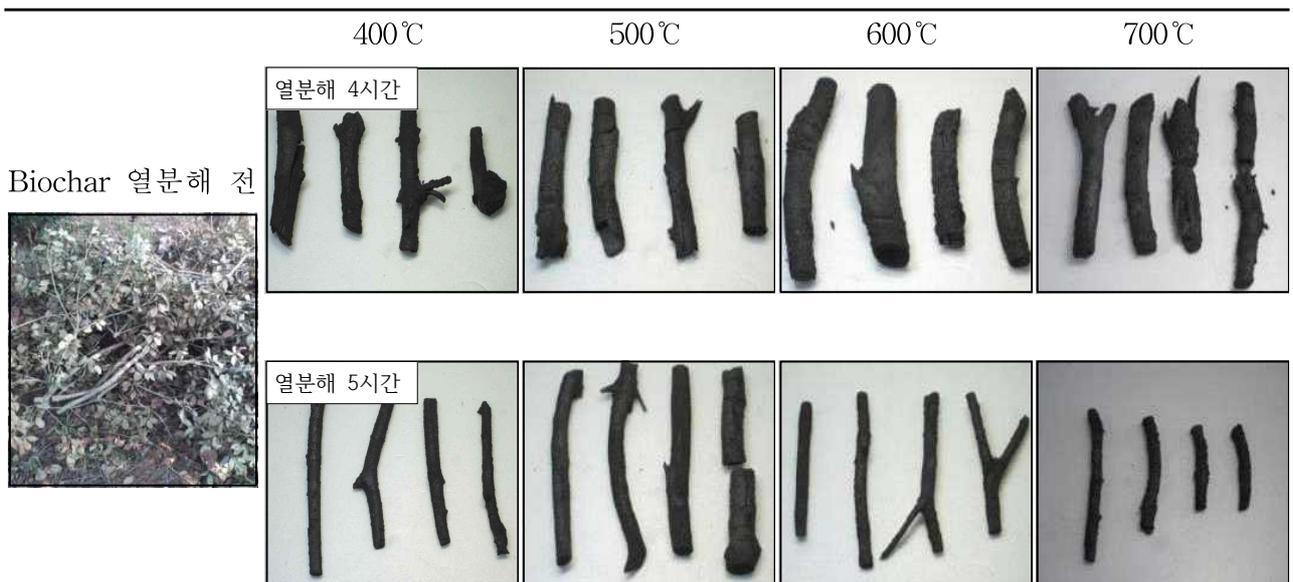


Fig. 3-322. 동백나무를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형 특성.

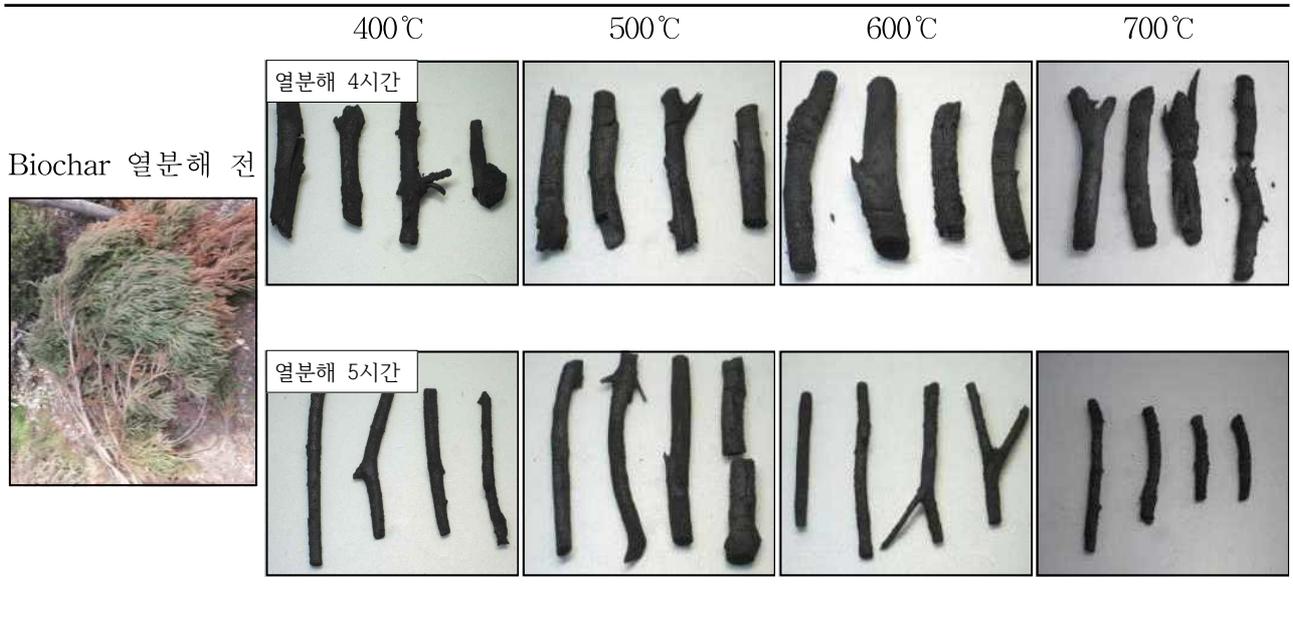


Fig. 3-323. 편백나무를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형 특성.

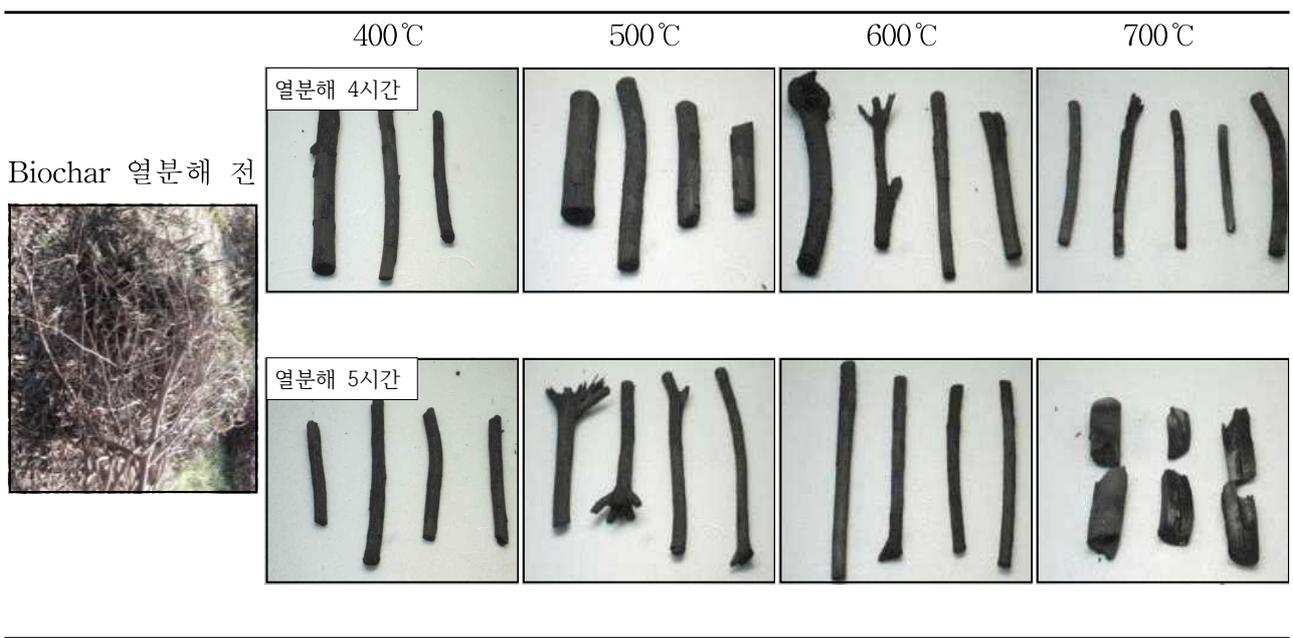


Fig. 3-324. 금목서를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형 특성.

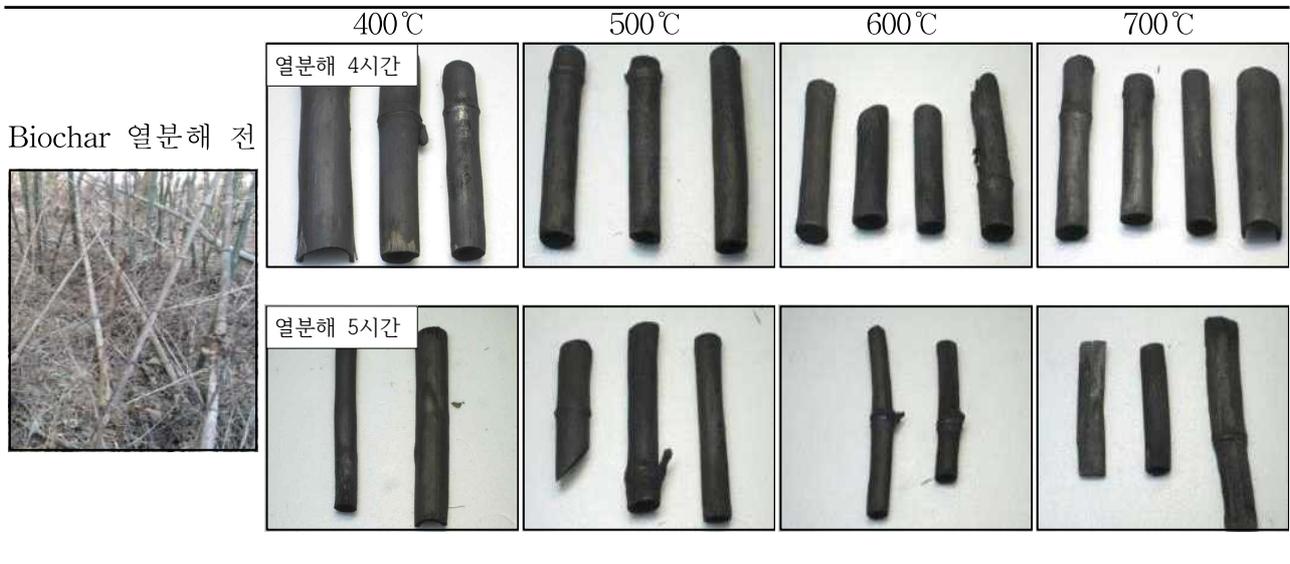


Fig. 3-325. 대나무를 이용한 biochar 열분해 온도별 및 시간별 외형 특성.

농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 수율을 열분해 온도 및 시간별로 조사한 결과는 Table 3-47에서 보는 바와 같다. 고춧대, 콩대, 사과나무 전정지, 동백나무, 편백나무, 금목서 및 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 수율은 전반적으로 열분해 온도가 증가하고, 열분해 시간이 길어질수록 낮아지는 경향이였다.

농림 부산물 종류별로 4시간 동안 열분해한 biochar의 수율은 열분해 400°C 조건에서 동백나무 biochar (46.5%) > 편백나무 biochar (44.1%) > 대나무 biochar (42.1%) > 금목서 biochar (38.9%) > 사과나무 전정지 biochar (36.9%) > 고춧대 biochar (35.4%) > 콩대 biochar (33.5%) 순으로 동백나무 biochar의 수율이 가장 높았다.

제조된 biochar의 수율은 4시간 동안 500°C에서 열분해하였을 경우 종류에 상관없이 27.5~32.1% 범위로 평균 30.4%이었고, 4시간 동안 400°C에서 열분해하여 제조된 biochar의 수율과 달리 콩대의 수율이 가장 높았으나 전반적으로 큰 차이는 나타나지 않았다. 열분해 500°C 조건에서 제조된 biochar의 수율은 열분해 400°C 조건에서 제조된 biochar의 수율 대비 평균 약 23.2%의 감소율을 나타내었다.

농림 부산물 종류별 biochar의 수율은 종류에 상관없이 열분해 4시간과 600°C 조건에서 24.8~30.2% 범위로 평균 28.3%의 수율을 나타내었다. 열분해 4시간과 600°C 조건에서 제조된 biochar의 감소율을 4시간 동안 400°C 조건에서 열분해하여 제조된 biochar의 수율과 비교하였을 때 biochar의 감소율은 고춧대 biochar가 14.7%, 콩대 biochar가 11.9%, 사과나무 전정지 biochar가 21.7%, 동백나무 biochar가 46.7%, 편백나무 biochar가 33.6%, 금목서 biochar가 32.4% 및 대나무 biochar에서 31.6%로 평균 28.7%가 400°C에서 열분해한 biochar의 수율에 비

해 감소하였다.

Biochar의 수율은 4시간 동안 700℃에서 열분해하였을 경우 15.6~29.7% 범위로 평균 25.5% 이었고, 4시간 동안 500℃에서 열분해하여 제조된 biochar의 수율과 마찬가지로 콩대의 수율이 가장 높았다. 700℃에서 열분해된 농림 부산물 biochar의 수율은 400℃에서 열분해되어 제조된 biochar의 수율 대비 평균 약 35.5%의 감소율을 나타내었다.

농림 부산물 종류 및 열분해 온도별로 5시간 동안 열분해하여 제조된 biochar의 수율은 4시간 동안 열분해되어 제조된 biochar 수율과 유사한 경향이였다. 5시간 동안 열분해하여 제조된 biochar의 수율은 농림 부산물의 종류에 상관없이 열분해 400℃ 조건에서 31.7~43.8%, 500℃ 조건에서 28.4~36.9%, 600℃ 조건에서 23.2~35.9% 및 700℃ 조건에서 13.9~28.0% 범위로 평균은 각각 38.0, 30.9, 27.7 및 23.4%로 4시간 동안 열분해하여 제조된 biochar의 수율에 비해 모두 감소하였다.

Table 3-47. 농림 부산물 종류별로 제조된 biochar의 열분해 온도 및 시간별 수율 특성

구분	종류	열분해 온도	열분해 4시간	열분해 5시간
		(℃)	(%)	(%)
농업 부산물	고춧대	400	35.4±2.1	33.6±2.5
		500	31.5±3.3	30.1±4.8
		600	30.2±3.8	28.5±4.1
		700	29.2±1.5	28.0±1.6
	콩대	400	33.5±5.4	31.7±5.9
		500	32.1±0.4	29.7±1.3
		600	29.5±3.1	27.3±3.5
		700	29.7±0.5	26.4±0.4
	사과나무 전정지	400	36.9±4.3	35.6±5.0
		500	31.2±3.1	29.7±3.5
		600	28.9±1.8	35.9±5.7
		700	27.8±3.3	25.8±2.4
임산 부산물	동백나무	400	46.5±4.1	43.8±3.8
		500	27.5±3.4	28.4±6.2
		600	24.8±1.1	23.2±0.1
		700	15.6±2.4	13.9±4.2
	편백나무	400	44.1±2.6	43.0±2.1
		500	31.5±3.7	33.3±0.9
		600	29.3±2.1	28.4±2.5
		700	28.7±3.0	26.2±2.0
금목서	400	38.9±4.2	38.2±3.9	
	500	27.7±1.8	36.9±2.2	
	600	26.3±3.7	24.0±3.3	
	700	20.6±3.1	17.9±4.0	
대나무	400	42.1±2.8	40.1±3.0	
	500	31.5±4.4	28.4±3.8	
	600	28.8±2.6	26.4±2.6	
	700	27.2±4.5	25.6±3.4	

(2) 수분함량별 biochar 수율

농업 부산물 중 콩대를 이용하여 수분함량에 따른 biochar의 외형 특성 및 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-326에서 보는 바와 같다. 수분함량은 각각 0, 30 및 60%로 각각 달리하여 열분해 4시간 400℃ 조건에서 biochar를 생산하였다. 제조된 콩대 biochar의 외형 특성은 수분함량이 증가함에 따른 차이를 보이지 않았으며, 수율은 수분함량이 많아질수록 감소하는 경향이였다.



Fig. 3-326. 수분함량에 따른 콩대 biochar의 외형 특성 및 수율.

임산 부산물인 동백나무를 이용하여 제조된 biochar의 외형 특성과 수율을 수분함량별로 조사한 결과는 다음과 같다 (Fig. 3-327). 수분함량에 따른 동백나무 biochar의 외형 특성을 큰 차이 없이 비슷하였다. 동백나무 biochar의 수율은 수분함량 0, 30 및 60%에서 각각 46.5, 36.8 및 30.1%로 조사되었다. 고춧대, 사과나무 진정지, 편백나무, 금목서 및 대나무 등도 콩대 및 동백나무와 유사한 결과로 수분함량이 증가할수록 수율은 낮아졌다.



Fig. 3-327. 수분함량에 따른 동백나무 biochar의 외형 특성 및 수율.

(3) Biochar 열분해방법별, 원료형태별 biochar 수율

(가) Biochar 열분해방법별

열분해방법에 따른 biochar 수율 조사는 드럼형 화목 및 습식전기로 biochar 제조장치에서 콩대 (농업 부산물) 및 동백나무 (임산 부산물)를 이용하여 수행하였으며, 열분해 온도 및 열분해 시간별 biochar 수율을 조사한 결과는 Table 3-48 및 3-49에서 보는 바와 같다. 습식전기로 biochar 제조장치에서 열분해된 콩대 및 동백나무 biochar의 수율이 드럼형 화목 제조장치에서 열분해된 콩대 및 동백나무 biochar의 수율보다 높았다.

열분해방법에 따른 콩대 biochar의 수율은 드럼형 화목 biochar 제조장치에서 열분해할 경우 1시간 및 2시간 조건에서 각각 12.9 및 12.2%로 큰 차이 없이 비슷하였다. 드럼형 화목 biochar의 경우에는 열분해온도가 약 800~900℃로 고온에서 열분해가 되기 때문에 1시간 조건에서 거의 모든 유기물이 산화된 것으로 판단된다. 습식전기로 biochar 제조장치에서 열분해할 경우에는 열분해 400℃ 조건에서 33.5%로 가장 높은 수율을 나타내었고, 전반적으로 열분해 온도가 높아지고, 열분해 시간이 경과함에 따라 콩대 biochar의 수율이 낮아지는 경향이였다 (Table 3-48).

열분해방법별 동백나무 biochar의 수율은 드럼형 화목 biochar 제조장치의 경우 1시간 및 2시간 조건에서 각각 22.1 및 19.5%이었다. 습식전기로 biochar 제조장치에서 열분해 4시간 400℃ 조건에서 46.5%로 가장 높았고, 열분해 5시간 700℃ 조건에서 13.9%로 가장 낮은 수율을 나타내었으며, 콩대 biochar의 수율과 마찬가지로 열분해 온도가 증가하거나, 열분해 시간이 지날수록 biochar의 수율은 낮아지는 경향이였다 (Table 3-49).

Table 3-48. 열분해방법별 콩대 biochar의 수율

열분해 방법	열분해 온도	열분해 시간	수율
	(℃)	(hr)	(%)
드럼형 화목	800~900	1	12.9±3.5
		2	12.2±4.1
습식전기로	400	4	33.5±5.4
		5	31.7±5.9
	500	4	32.1±0.4
		5	29.7±1.3
	600	4	29.5±3.1
		5	27.3±3.5
	700	4	29.7±0.5
		5	26.4±0.4

Table 3-49. 열분해방법별 동백나무 biochar의 수율

열분해방법	열분해 온도	열분해 시간	수율
	(°C)	(hr)	(%)
드럼형 화목	800~900	1	22.1±5.5
		2	19.5±7.2
습식전기로	400	4	46.5±4.1
		5	43.8±3.8
	500	4	27.5±3.4
		5	28.4±6.2
	600	4	24.8±1.1
		5	23.2±0.1
	700	4	15.6±2.4
		5	13.9±4.2

(나) Biochar 원료형태별 biochar 수율 검토

농림 부산물의 원료형태에 따른 biochar의 외형 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-328 및 3-329에서 보는 바와 같다.

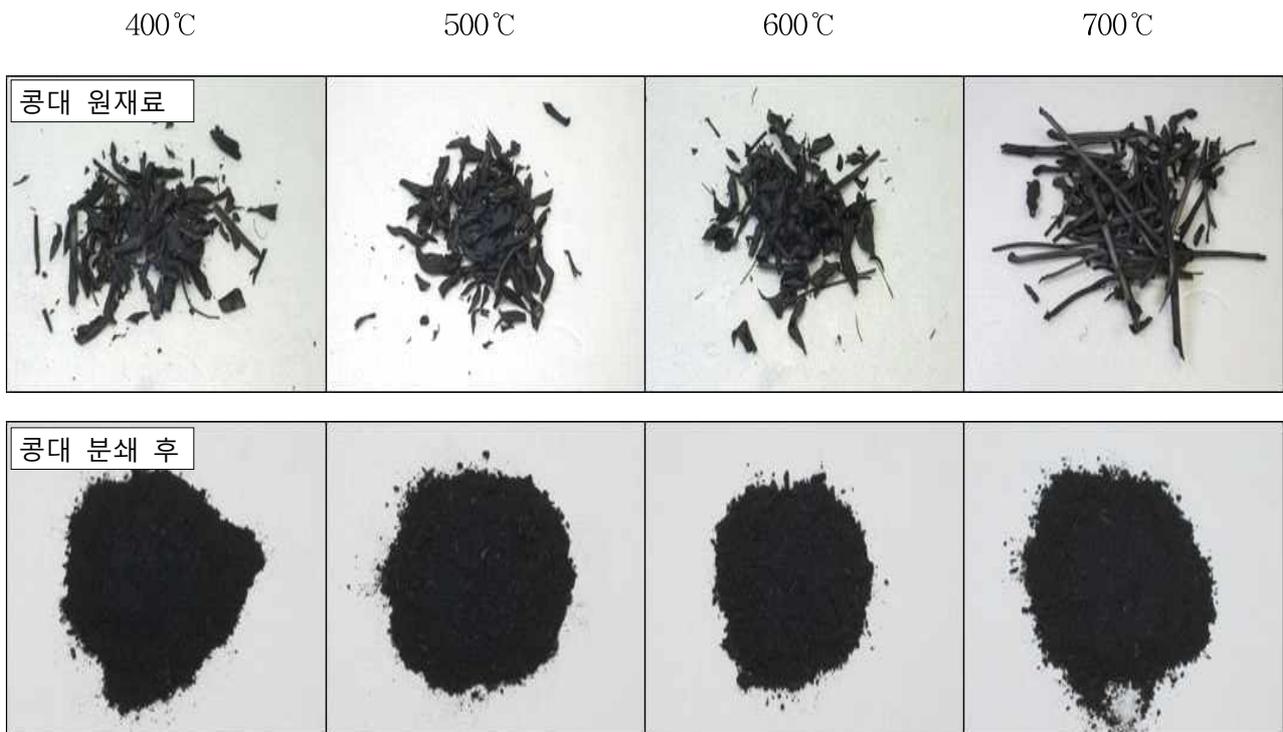


Fig. 3-328. 원료형태에 따른 콩대 biochar의 외형 특성.

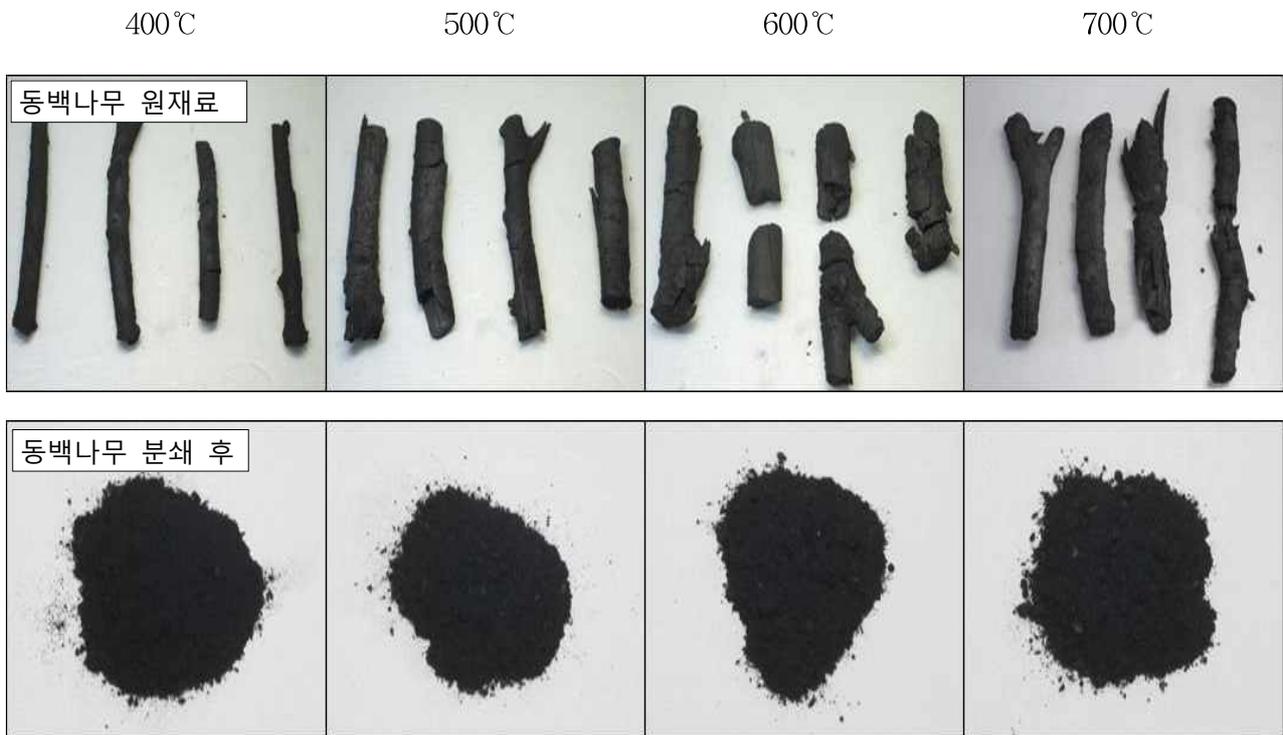


Fig. 3-329. 원료형태에 따른 동백나무 biochar의 외형 특성.

농업 부산물 중 콩대의 원료형태에 따른 biochar 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-330에서 보는 바와 같이 원재료인 콩대를 분쇄 전과 분쇄 후로 나누어 조사하였으며, biochar의 수율 조사는 열분해 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 각각 4시간 동안 실시하였다. 콩대 biochar의 원료형태에 상관없이 조사한 biochar 수율은 400, 500, 600 및 700°C에서 각각 32.0~33.5, 30.5~32.1, 29.5~29.8 및 29.7~31.0%로 큰 차이 없이 비슷하게 조사되었다.

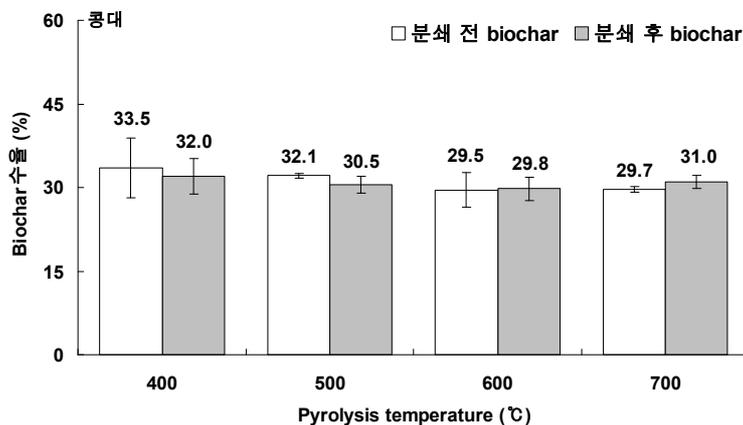


Fig. 3-330. 원료형태별 콩대 biochar 수율.

임산 부산물 중 동백나무의 원료형태에 따른 biochar 수율은 동백나무를 분쇄 전과 후로 나누어 열분해 400, 500, 600 및 700℃에서 각각 4시간 동안 실시하여 조사하였다 (Fig. 3-331). 동백나무 biochar의 수율은 열분해 400℃ 조건에서 45.1~46.0%, 500℃ 조건에서 27.5~30.5%, 600℃ 조건에서 24.8~26.4% 및 700℃ 조건에서 15.6~16.2%로 원료형태에 따른 수율변화는 크지 않았다.

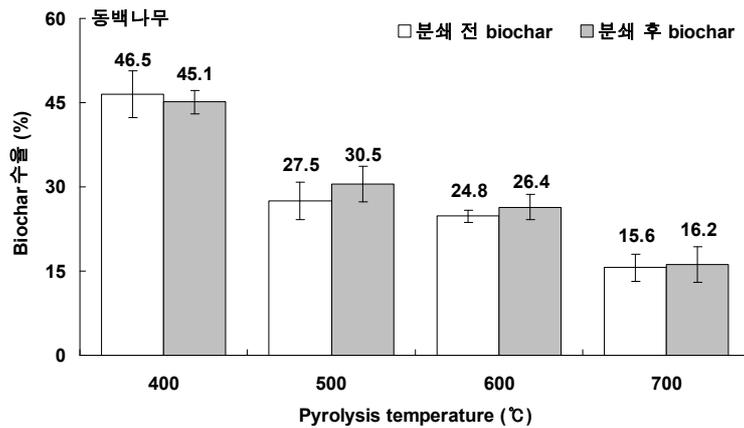


Fig. 3-331. 원료형태별 동백나무 biochar 수율.

(4) 보조물질 혼합에 따른 열분해 효율성

농림 부산물을 보조물질과 혼합하여 제조된 biochar의 효율성을 조사하기 위해 농림 부산물인 콩대와 동백나무를 보조물질인 페로니켈 슬래그와 1:1로 혼합하여 biochar를 제조하였고, 제조과정은 Fig. 3-332 및 3-333에서 보는 바와 같다. 콩대 및 동백나무 biochar의 제조 조건은 열분해 400℃ 조건에서 4시간동안 제조하였으며, 보조물질을 섞지 않은 원재료 biochar와 보조물질을 1:1로 섞은 혼합 biochar의 수율을 각각 비교하였다 (Table 3-50). 농업 부산물인 콩대의 경우, 원재료 biochar와 혼합 biochar의 수율이 각각 33.5% 및 30.9%로 원재료 biochar가 혼합 biochar에 비해 약 2.6% 정도 수율이 높았으며, 임산 부산물인 동백나무도 콩대와 마찬가지로 원재료 biochar의 수율이 혼합 biochar의 수율에 비해 약 10.3% 정도 높았다. 따라서 보조물질인 페로니켈 슬래그를 1:1로 섞어 제조한 농업부산물 biochar는 원재료 biochar에 비해 효율성이 떨어지는 것으로 판단되었다.



Fig. 3-332. 콩대와 페로니켈 슬래그 (1:1 혼합)를 이용한 biochar 제조 과정.

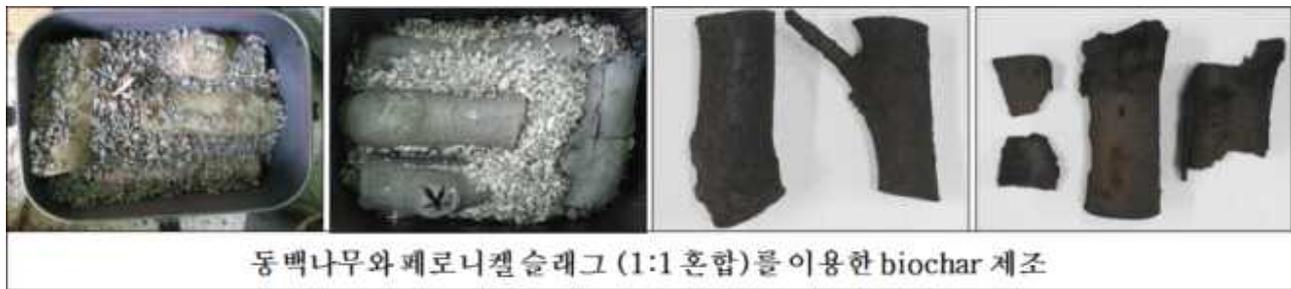


Fig. 3-333. 동백나무와 페로니켈 슬래그 (1:1 혼합)를 이용한 biochar 제조 과정.

Table 3-50. 보조물질 (페로니켈 슬래그) 혼합에 따른 콩대 및 동백나무 biochar의 수율

농림 부산물	열분해 400℃ 4시간 biochar 수율 (%)	
	원재료	페로니켈 슬래그 혼합 (1:1)
콩대	33.5±5.4	30.9±2.5
동백나무	46.5±4.1	36.2±3.0

나) 농림 부산물 biochar 열분해 시스템 운영 최적인자 결정

(1) 농업 부산물

(가) 고춧대

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위하여 조사한 고춧대 biochar의 열분해 시간별 수율은 열분해 400℃ 조건에서 4시간 및 5시간 동안 실시하였으며, 그 결과는 Fig. 3-334에서 보는 바와 같다. 고춧대 biochar의 열분해 4시간 조건에서의 수율은 35.4%이었고, 5시간 조건에서의 수율은 33.6%로 4시간 조건에서의 수율이 더 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

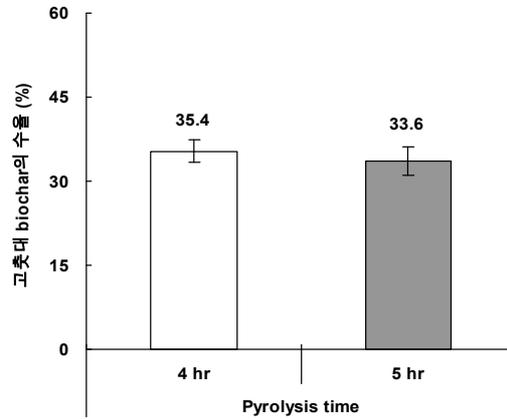


Fig. 3-334. 열분해 시간별 고춧대 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 열분해 4시간 조건에서 고춧대 biochar의 수율을 열분해 온도별로 조사한 결과는 Fig. 3-335와 같다. 고춧대 biochar의 수율은 열분해 400°C 조건에서 35.4%, 500°C 조건에서 31.5%, 600°C 조건에서 30.2% 및 700°C 조건에서 29.2%로 400°C 조건에서 수율이 가장 높았다. 따라서 최적 열분해 온도는 400°C이었다.

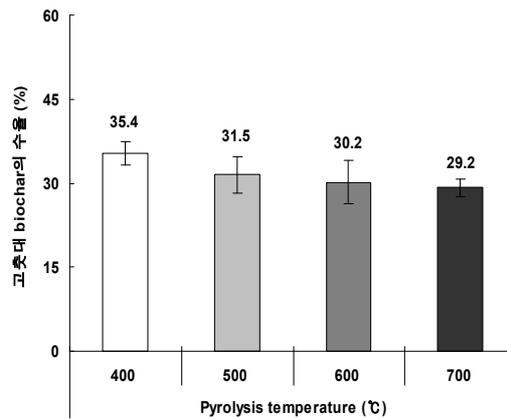


Fig. 3-335. 열분해 온도별 고춧대 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

고춧대 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM)을 조사한 결과는 Fig. 3-336에서 보는 바와 같다. SEM 관찰은 biochar를 절단하여 단면전체 (27배)를 관찰한 뒤 단

면의 중앙부위 (200배) 및 측면부위 (200배 및 400배)를 각각 조사하였다. 단면전체를 관찰한 경우, 중앙부위의 골격이 상당히 손상되어 있는 경우가 많았으나, 전반적으로 측면 부위는 형태를 온전하게 유지하고 있었다. 따라서 고춧대 biochar의 내부가 외부에 비해 열분해에 더 큰 영향을 받는 것으로 판단된다. 중앙부위를 관찰한 경우, 열분해 온도 조건에 따라 유의성 있는 결과는 나타나지 않았으나, 열분해에 따른 골격 손상이 심한 것을 확인할 수 있었다. 단면전체에서 측면부위를 200배 확대한 경우, 불규칙한 형태의 작은 구멍들이 큰 구멍들 사이로 촘촘하게 배열되어 있는 구조를 하고 있었으며, 열분해 온도에 따른 큰 차이 없이 전반적으로 유사한 구조를 하고 있었다. 측면부위를 400배 확대한 경우도 측면부위를 200배 확대한 결과와 유사한 경향이였다.

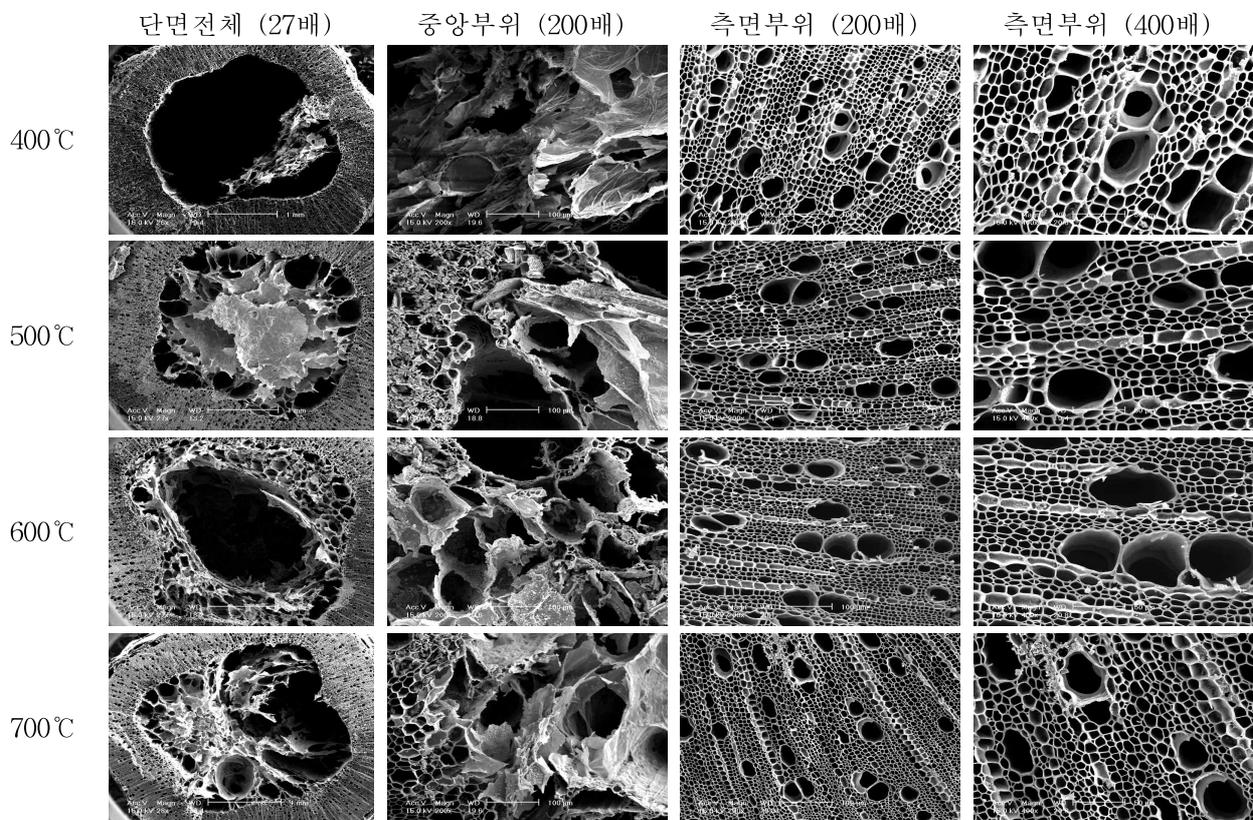


Fig. 3-336. 고춧대 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM).

Ⓢ EDS

고춧대 biochar의 단면 구성성분을 열분해 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 조사한 결과는 Fig. 3-337에서 보는 바와 같다. 모든 열분해 온도 조건에서 C, O 및 K가 검출되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 새롭게 검출된 성분은 없었다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 가장

많았으며, 고춧대 biochar의 C 성분비는 제조 온도에 상관없이 무게량이 76.55~86.44% 범위가었고, 원자량은 81.59~90.53% 범위이었다. Biochar의 성분 종류에 상관없이 열분해 500℃부터 700℃까지는 무게량과 원자량이 서로 유사한 경향이었으나, 400℃ 조건에서는 무게량과 원자량이 다른 열분해 온도 조건에 비해 다른 경향을 나타내었다.

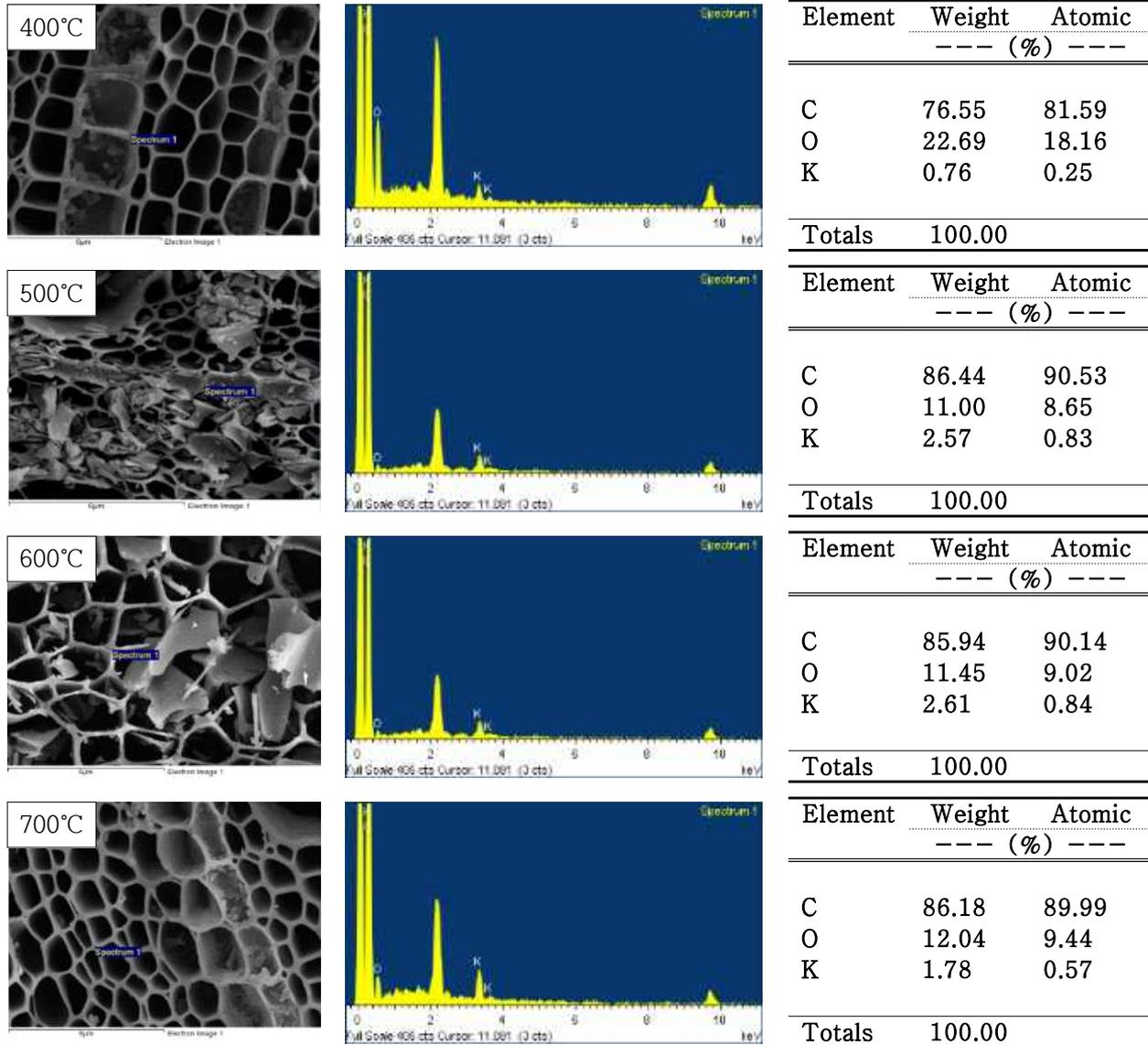


Fig. 3-337. 고춧대 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

㊤ FT-IR

IR spectrum을 이용하여 열분해 온도별 (400, 500, 600 및 700℃)로 제조된 고춧대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-338에서 보는 바와 같다. 열분해 온도별 고춧대 biochar 작용

기는 761 cm^{-1} 에서 방향족 C-H, $1,606$ 에서 N-H bending을 모든 열분해 온도에서 나타내었으며, 방향족 C-H기는 농업 부산물인 콩대 및 사과나무 전정지에서 모두 peak가 확인되었다.

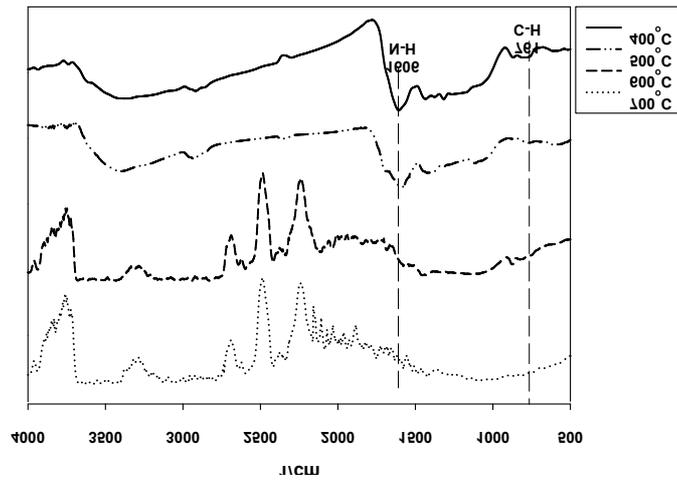


Fig. 3-338. 열분해 온도별 고춧대 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH는 Fig. 3-339에서 보는 바와 같다. 고춧대 biochar의 pH는 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 고춧대 biochar의 pH가 증가하는 경향이었다.

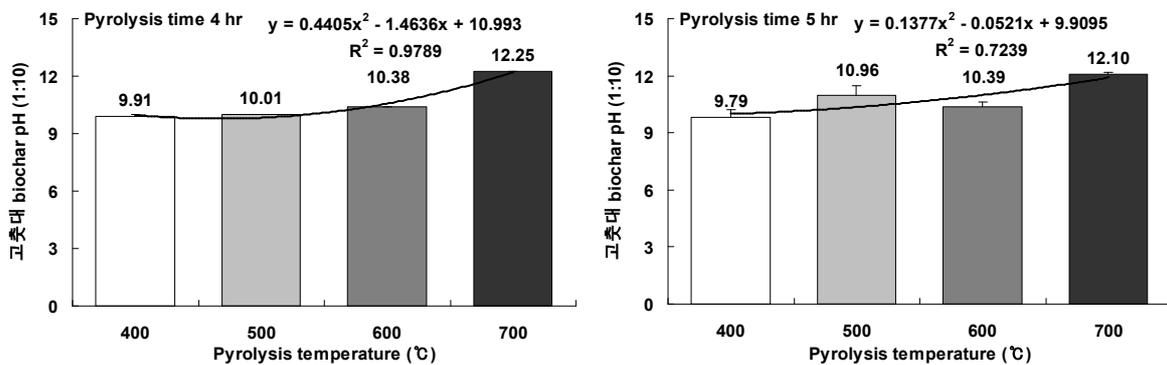


Fig. 3-339. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간에 따른 EC의 특성은 pH와 유사한 경향으로 열분해 온도가 증가함에 따라 고춧대 biochar의 EC도 증가하는 경향이였다 (Fig. 3-340). 고춧대 biochar를 4시간 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 열분해하여 제조한 경우 biochar의 EC는 각각 21.53, 22.77, 39.80 및 54.27 dS m⁻¹이었으며, 5시간 조건에서 열분해된 고춧대 biochar는 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 각각 22.36, 24.69, 42.27 및 57.36 dS m⁻¹으로 열분해 시간에 따른 EC의 차이는 없었다.

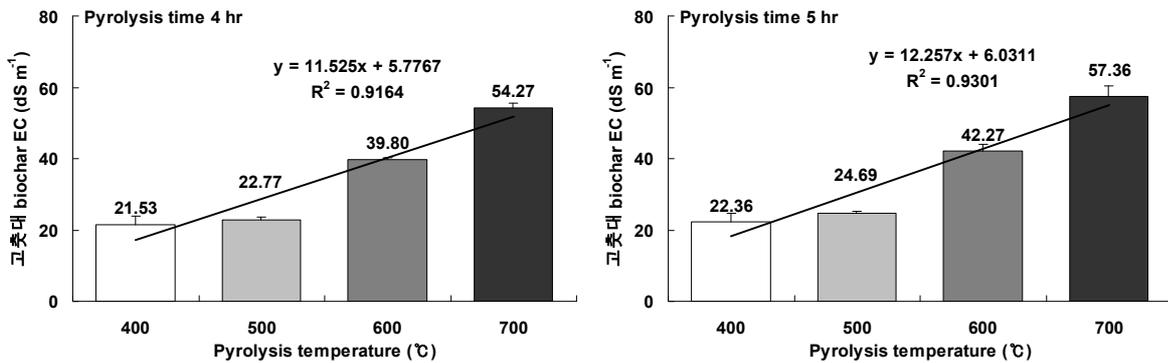


Fig. 3-340. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉟ T-N

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N의 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-341에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 조건에서 열분해하여 제조된 고춧대 biochar의 T-N 함량은 열분해 400°C 조건에서 각각 2.22 및 2.05%이었으며, 열분해 500°C 이상 조건에서 T-N 함량이 급격히 감소하는 경향으로 열분해 700°C 조건에서 각각 0.64% 및 0.61%으로 가장 낮은 T-N 함량을 나타내었다.

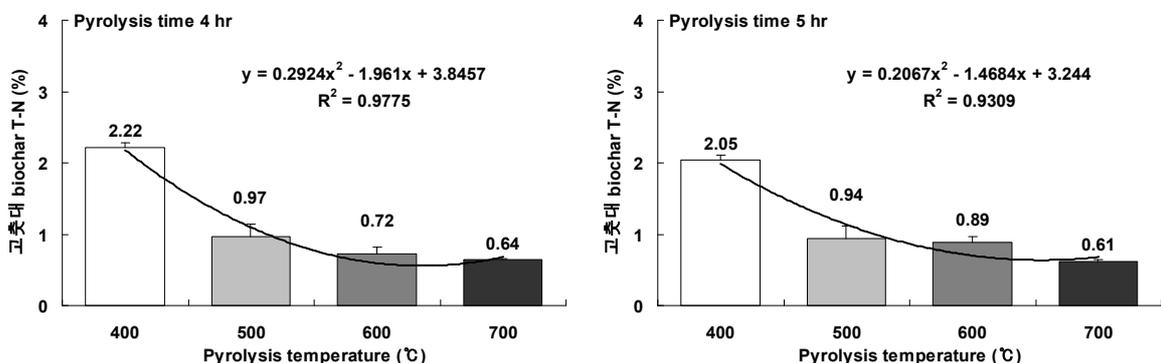


Fig. 3-341. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㉞ T-P

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P의 특성은 Fig. 3-342와 같다. 4시간 조건에서 열분해된 고춧대 biochar의 T-P 함량은 열분해 400℃, 500℃ 및 600℃ 조건에서 각각 0.56, 0.68 및 0.69%로 큰 차이 없이 비슷하였으나, 열분해 700℃ 조건에서 1.28%로 T-P의 함량이 급격히 증가하였다. 5시간 조건에서 열분해된 고춧대 biochar의 T-P 함량은 열분해 4시간 조건과 비슷한 경향이였다.

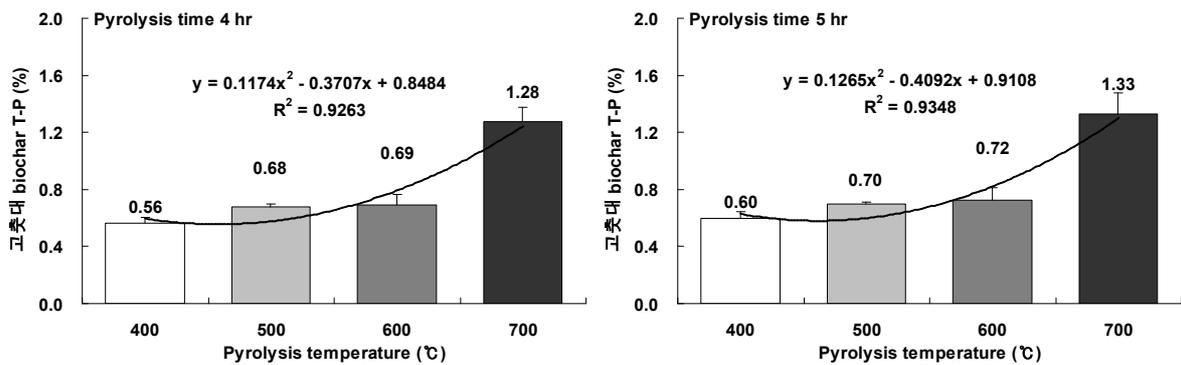


Fig. 3-342. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㉟ K₂O

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성은 Fig. 3-343에서 보는 바와 같다. 열분해 시간에 상관없이 고춧대 biochar의 K₂O 함량은 다소 차이는 있지만 전반적으로 열분해 온도가 증가할수록 K₂O 함량이 증가하는 경향이였다. 열분해 온도에 상관없이 고춧대 biochar의 K₂O의 함량은 열분해 4시간 조건에서 1.52~2.34%, 5시간 조건에서 1.63~2.51% 범위로 열분해 5시간 조건에서 제조된 biochar의 K₂O 함량이 약간 높았다.

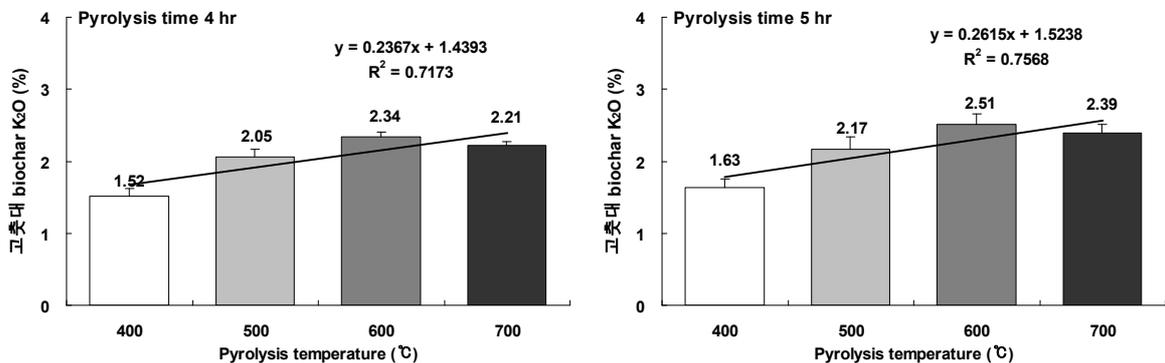


Fig. 3-343. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

㉔ CaO

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성은 Fig. 3-344에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 biochar의 CaO 함량도 약간씩 증가하는 경향이였다. 열분해 4시간 조건에서 제조된 고춧대 biochar의 CaO 함량은 열분해 400℃ 조건에서 1.97%, 500℃ 조건에서 2.14%, 600℃ 조건에서 2.22% 및 700℃ 조건에서 2.44%으로 나타났으며, 열분해 5시간 동안 제조된 고춧대 biochar의 CaO 함량은 열분해 400℃ 조건에서 2.07%, 500℃ 조건에서 2.33%, 600℃ 조건에서 2.35% 및 700℃ 조건에서 2.49%으로 나타났다.

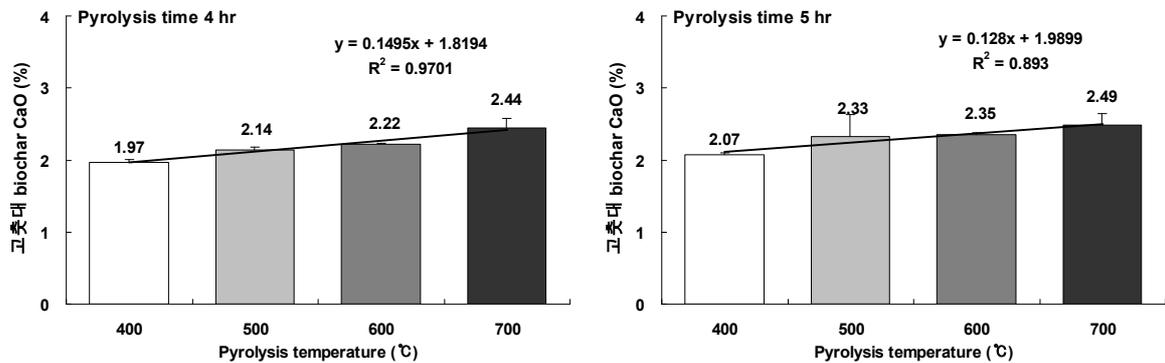


Fig. 3-344. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

㉕ MgO

고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성은 Fig. 3-345에서 보는 바와 같다. 4시간 조건에서 열분해된 고춧대 biochar의 MgO 함량은 열분해 온도가 700℃ (0.63%) ≥ 600℃ (0.59%) ≥ 500℃ (0.55%) ≥ 400℃ (0.54%) 순으로 증가하였다. 5시간 동안 열분해한 고춧대 biochar의 MgO 함량은 열분해 온도에 상관없이 0.54~0.65% 범위이었고, 열분해 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 0.54, 0.58, 0.61 및 0.65%이었다.

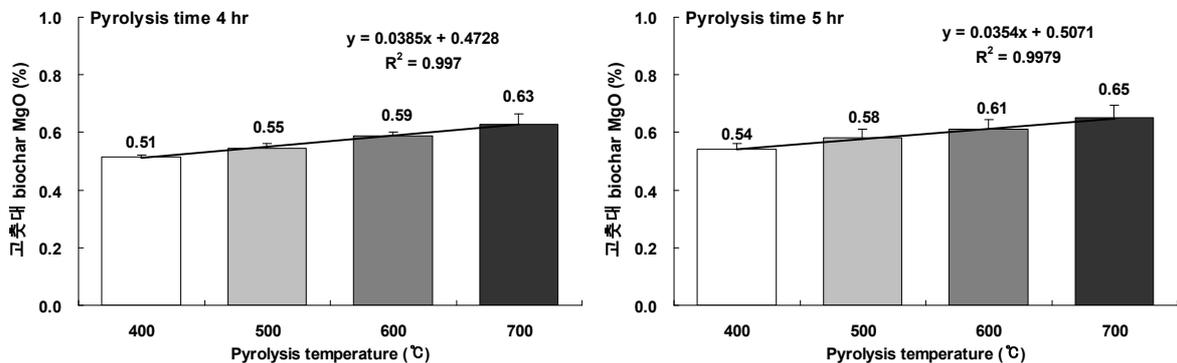


Fig. 3-345. 고춧대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

◎ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 곶대 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 5시간이었고, 열분해 온도는 400°C이었다.

(나) 곶대

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위하여 조사한 곶대 biochar의 열분해 시간별 수율은 열분해 400°C 조건에서 실시하였다 (Fig. 3-346). 곶대 biochar의 수율은 열분해 4시간 (33.5%) > 5시간 (31.7%) 순으로 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

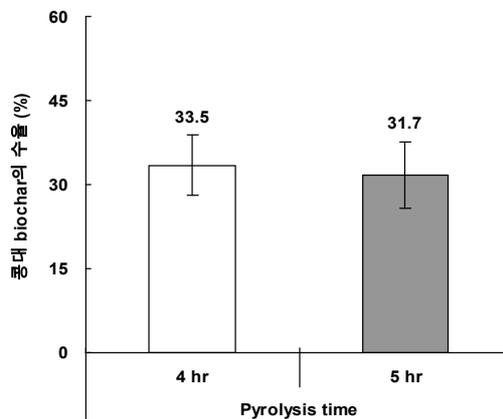


Fig. 3-346. 열분해 시간별 곶대 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 열분해 4시간 조건에서 곶대 biochar의 수율을 열분해 온도별로 조사한 결과는 Fig. 3-347과 같다. 곶대 biochar의 수율은 열분해 400°C 조건에서 33.5%, 500°C 조건에서 32.1%, 500°C 조건에서 29.5% 및 700°C 조건에서 29.7%로 열분해 400°C 조건에서 수율이 가장 높았다. 따라서 최적 열분해 온도는 400°C이었다.

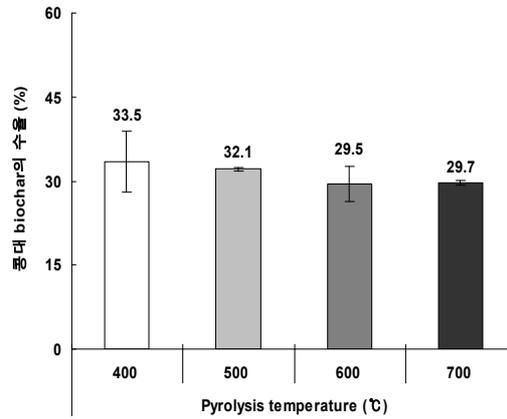


Fig. 3-347. 열분해 온도별 콩대 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

열분해 온도별로 제조한 콩대 biochar를 단면전체 (40배), 중앙부위 (200배) 및 측면부위 (200배 및 400배)로 각각 분류하여 관찰하였다 (Fig. 3-348). 단면전체를 SEM 관찰한 경우, 중앙부위의 골격이 열분해 600°C 이상에서 상당히 손상되어 있었으며, 전반적으로 측면 부위는 형태를 온전하게 유지하고 있었다. 중앙부위를 SEM 관찰한 경우, 열분해 온도가 상승함에 따라 골격이 변하였으며, 600°C 이상에서는 심하게 손상되어 형태를 거의 남기지 않았다. 단면전체에서 측면부위를 200배와 400배 확대한 경우, 불규칙한 형태의 작은 구멍들이 큰 구멍들 사이로 촘촘하게 배열되어 있는 구조를 하고 있었으며, 이는 고춧대 biochar의 측면부위를 조사한 결과와 유사하였다.

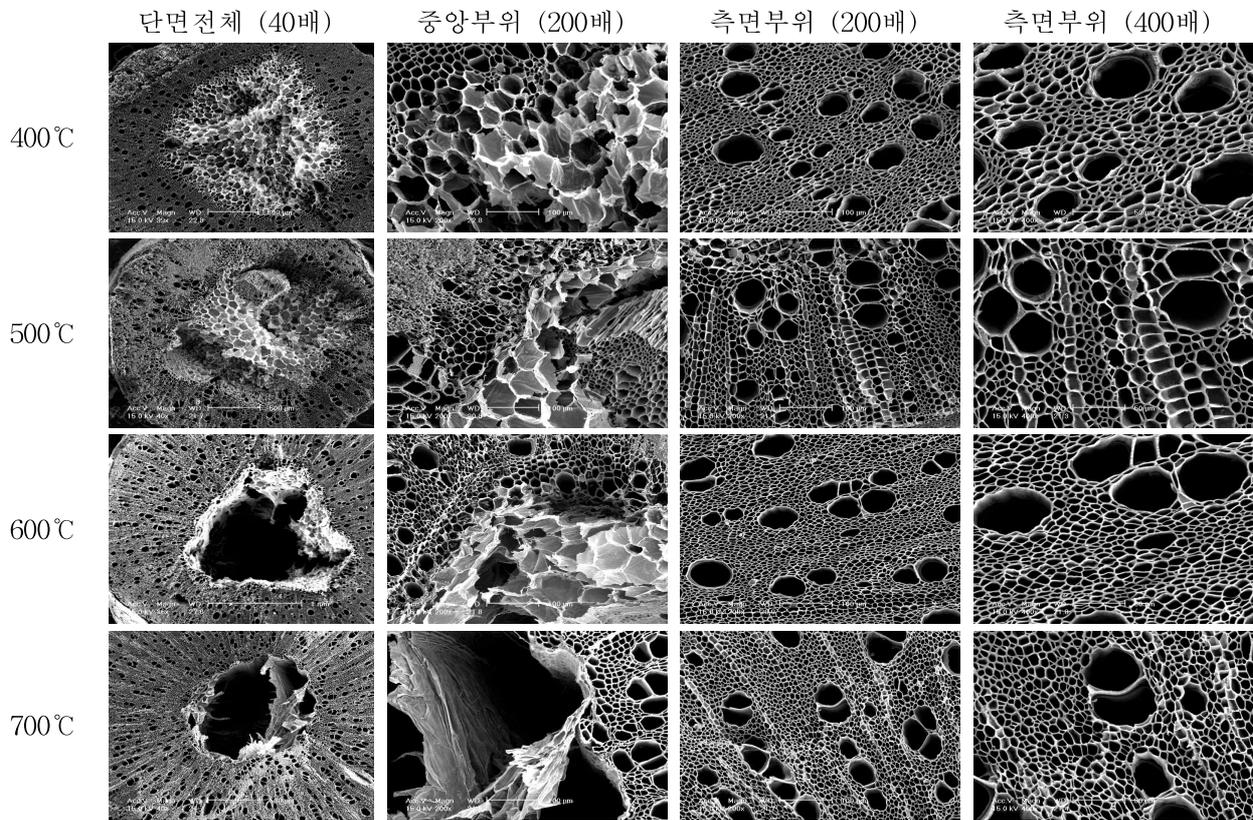


Fig. 3-348. 콩대 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM).

㉞ EDS

제조된 콩대 biochar의 구조적인 특성을 조사하기 위하여 열분해 온도별로 제조된 콩대 biochar 단면의 구성성분비를 조사하였다 (Fig. 3-349). 열분해 온도 조건에 따른 biochar에서 C, Mg, O, K 및 Ca가 검출되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 Mg와 Ca가 새롭게 검출되었다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 가장 많았으며, 콩대 biochar의 C 성분비는 제조 온도에 상관없이 무게량이 72.64~94.33% 범위이었고, 원자량은 80.02~97.86% 범위이었다. 열분해 600 °C 이상의 조건에서는 Mg와 Ca가 발견되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따른 유의성 있는 구성 성분비 변화는 나타나지 않았다.

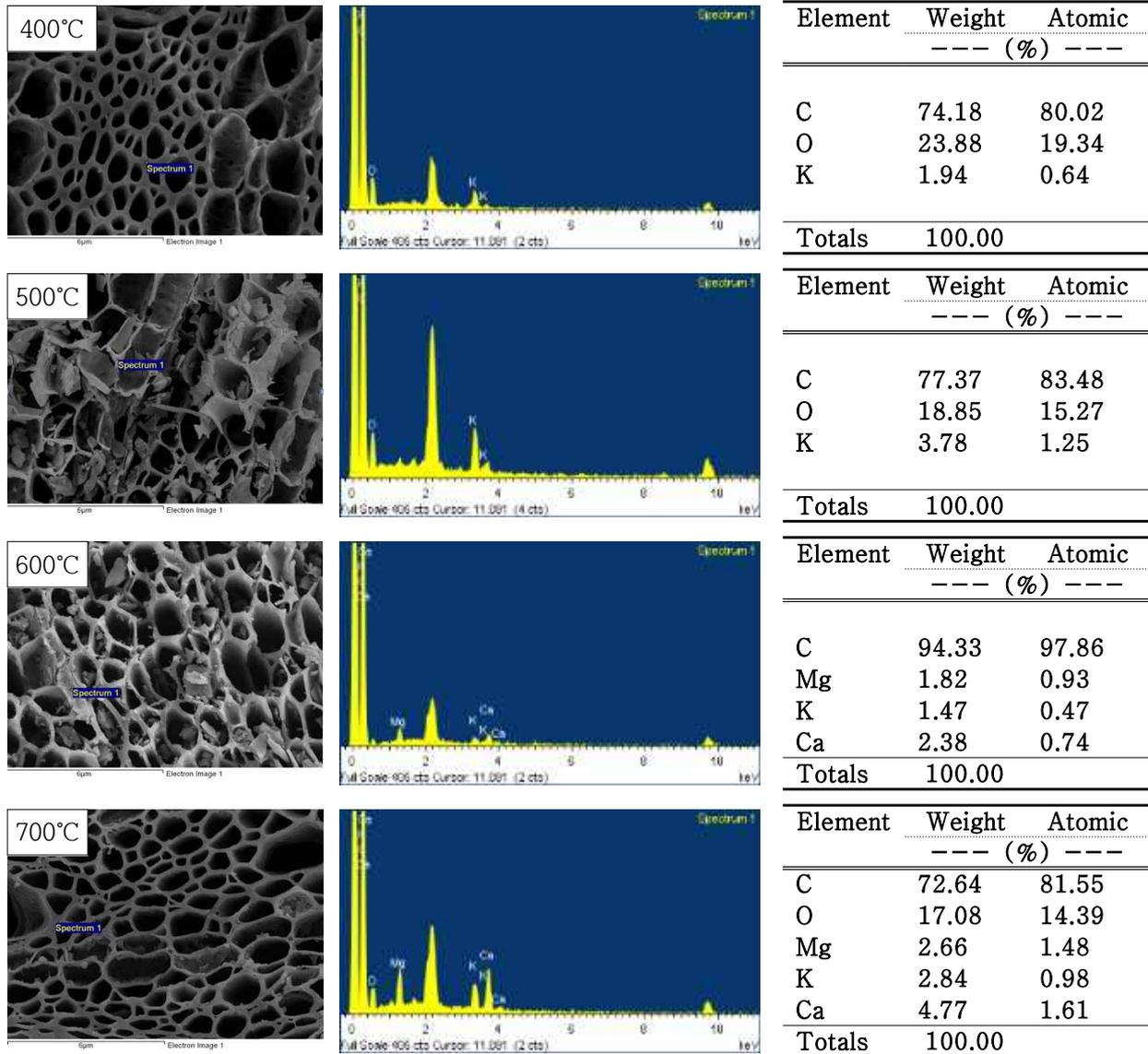


Fig. 3-349. 콩대 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

⊕ FT-IR

IR spectrum을 이용하여 온도별 (400, 500, 600 및 700°C)로 열분해된 콩대 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-350에서 보는 바와 같다. 콩대 biochar에서의 열분해 온도별 작용기는 579 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X, 846에서 방향족 C-H, 1,095 cm^{-1} 에서 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났다. 이와 같은 결과는 공시 재료 콩대에서 601, 894 및 1,058 cm^{-1} 흡수대에서 나타난 작용기와 비슷한 경향이였다.

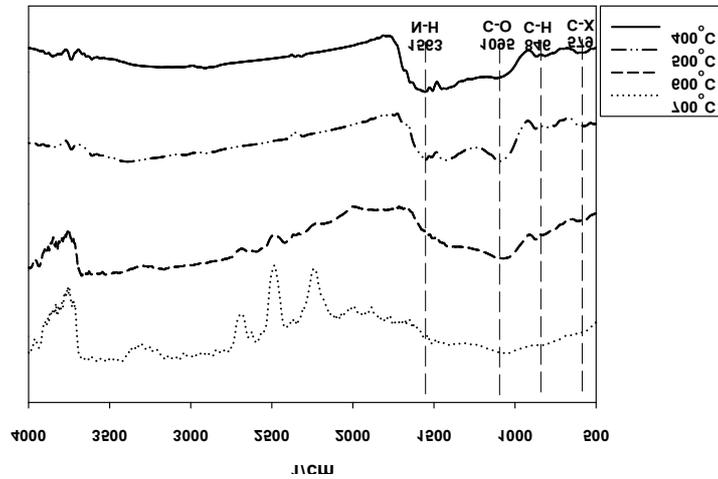


Fig. 3-350. 열분해 온도별 콩대 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

콩대의 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH의 특성은 Fig. 3-351에서 보는 바와 같이 열분해 4시간 및 5시간 조건에서 열분해 온도가 증가함에 따라 pH도 증가하는 경향이였다. 열분해 4시간 조건에서 콩대 biochar의 pH는 400°C 조건에서 10.42, 500°C 조건에서 10.44, 600°C 조건에서 10.52 및 700°C 조건에서 11.45 이었으며, 열분해 5시간 조건에서도 4시간 조건과 비슷한 경향으로 pH가 증가하였다.

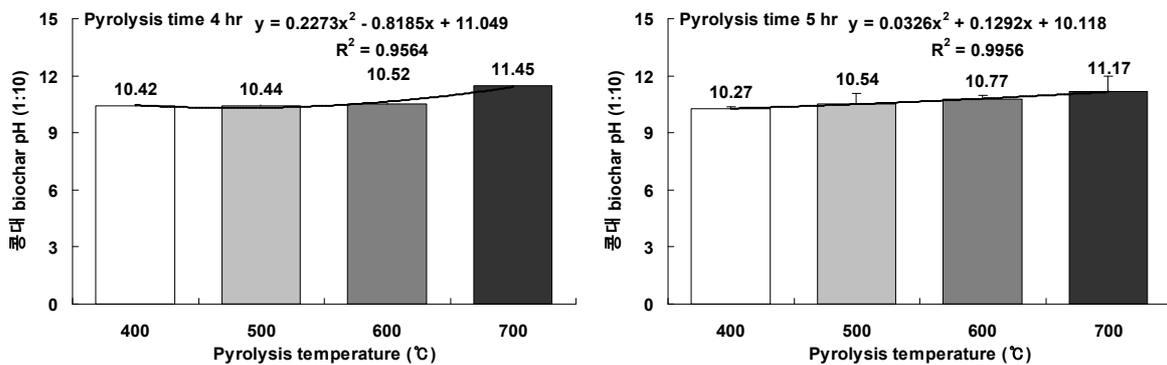


Fig. 3-351. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC의 특성은 Fig. 3-352에서 보는 바와 같다. 열분해 4시간 및 5시간 조건에서의 EC는 비슷한 경향으로 전반적으로 열분해 온도가 증가하면서 biochar의 EC가 증가하는 경향이였다.

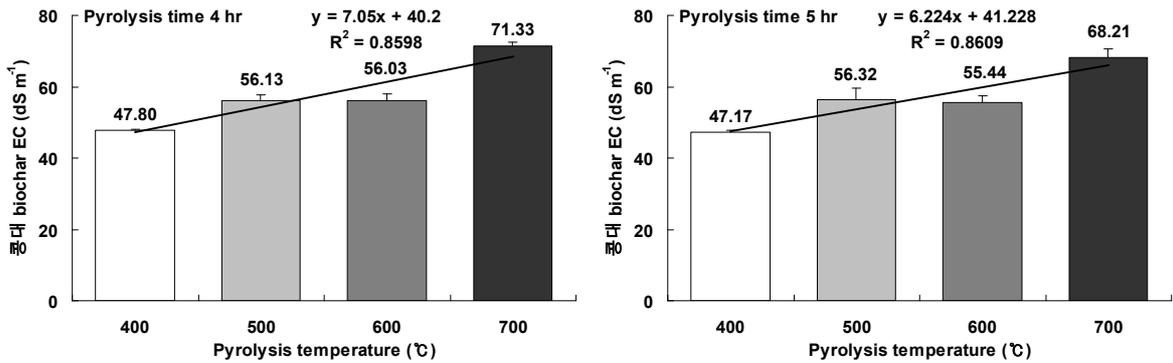


Fig. 3-352. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉟ T-N

콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-353과 같다. 콩대 biochar의 T-N 함량은 열분해 4시간 조건에서 400°C (2.50%) > 500°C (1.36%) > 700°C (0.94%) > 600°C (0.73%) 순으로 열분해 500°C 이상 조건에서 T-N의 함량이 급격히 감소하였다. 열분해 5시간 조건에서도 4시간 조건과 유사한 경향으로 열분해 온도가 증가할수록 T-N의 함량은 낮아지는 경향을 나타내었다.

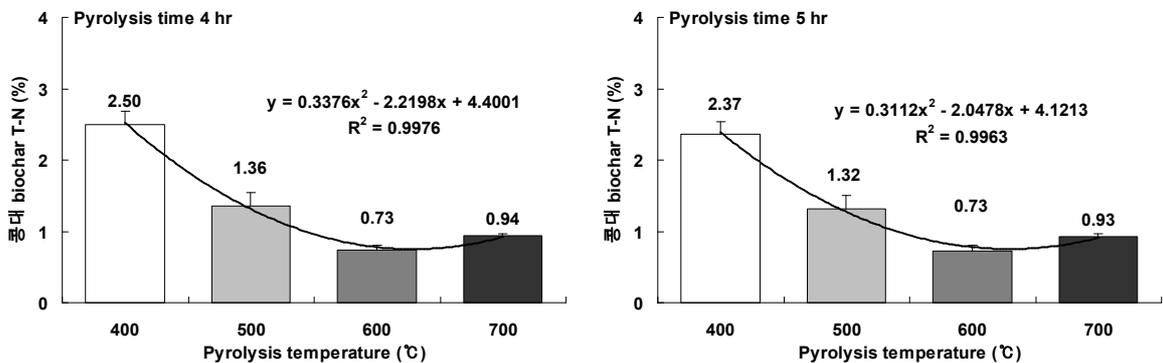


Fig. 3-353. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㉞ T-P

콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간에 따른 T-P의 특성은 Fig. 3-354와 같다. 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 콩대 biochar의 T-P 함량이 증가하는 경향이였다. 콩대를 4시간 동안 400, 500, 600 및 700℃에서 열분해하여 제조된 biochar의 T-P 함량은 각각 1.58, 1.54, 1.59 및 1.79%이었으며, 5시간 조건에서 열분해된 콩대 biochar의 T-P 함량은 열분해 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 1.45, 1.58, 1.62 및 1.85%로 4시간 동안 열분해한 경우 보다 약간 높은 함량을 나타내었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 콩대 biochar의 T-P 함량도 높아지는 경향이였다.

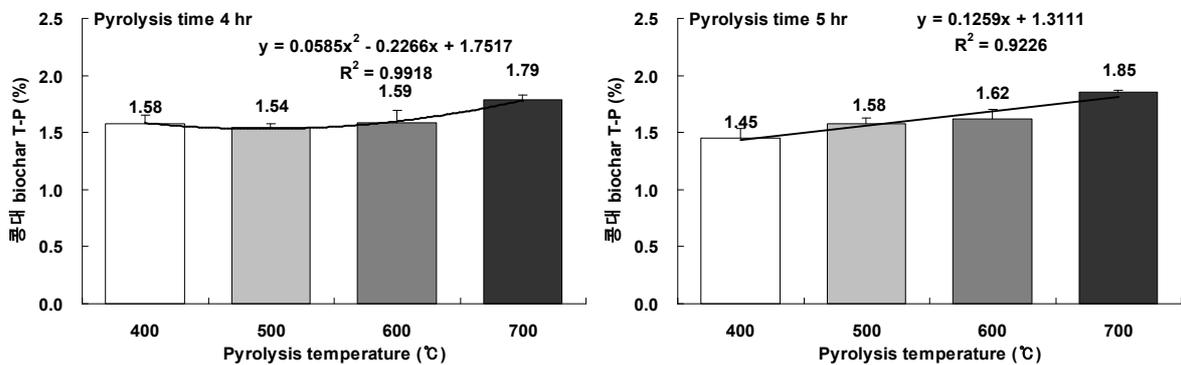


Fig. 3-354. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㉟ K₂O

콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O의 함량 변화는 Fig. 3-355에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 열분해 조건에서 콩대 biochar는 열분해 온도가 증가함에 따라 K₂O의 함량이 많아지는 경향이였다.

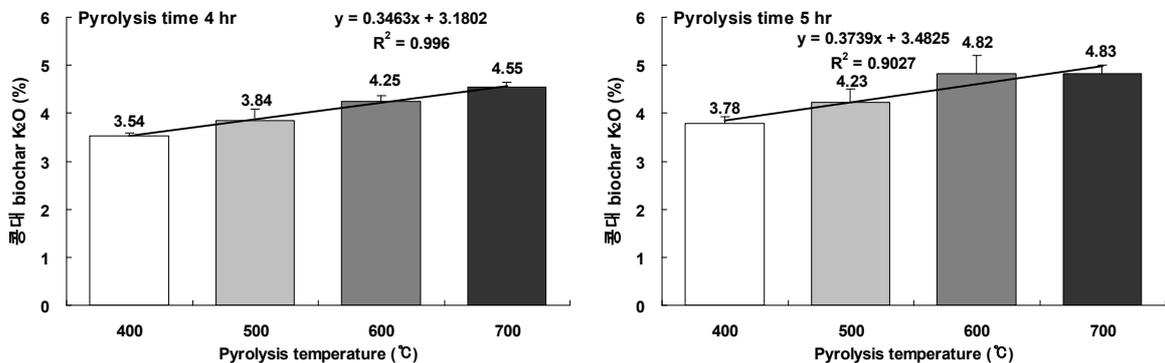


Fig. 3-355. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

㉞ CaO

콩대 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 CaO의 특성은 Fig. 3-356에서 보는 바와 같이 열분해 온도가 증가함에 따라 콩대 biochar의 CaO 함량도 증가하는 경향이였다. 4시간 조건에서 열분해시 콩대 biochar CaO의 함량은 열분해 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 각각 2.39, 2.55, 2.74 및 2.90%이였고, 5시간 조건에서 열분해된 콩대 biochar의 CaO 함량은 열분해 400, 500, 600 및 700°C에서 각각 2.51, 2.76, 2.86 및 3.01%이였다.

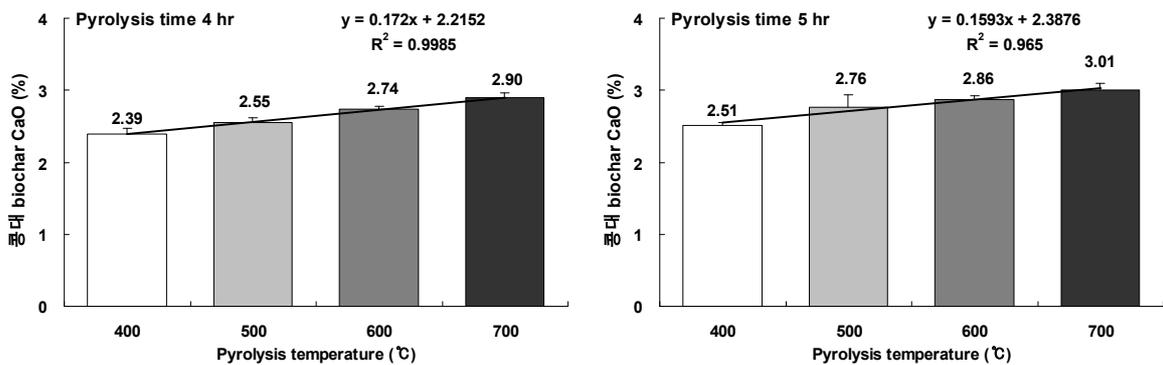


Fig. 3-356. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

㉟ MgO

콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성은 Fig. 3-357에서 보는 바와 같이 전반적으로 열분해 온도가 증가함에 따라 제조된 biochar의 MgO 함량이 많아지는 경향이였다.

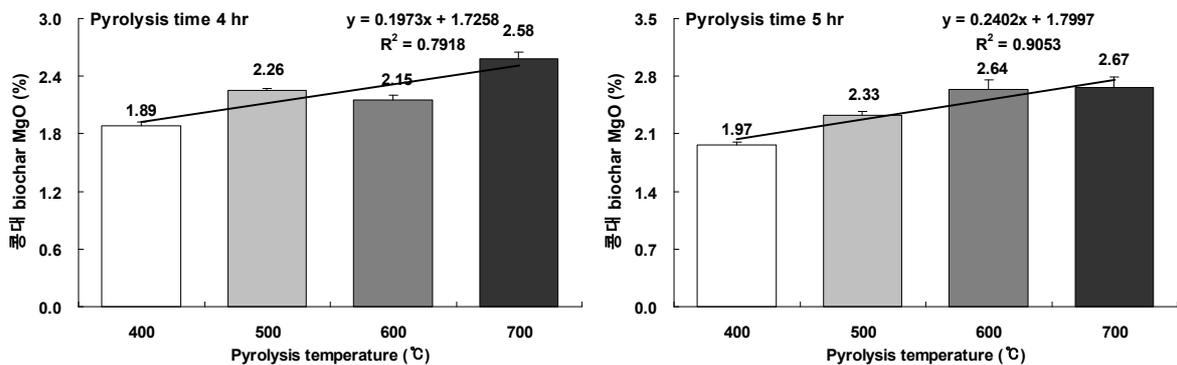


Fig. 3-357. 콩대 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

◎ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 콩대 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 4시간이었고, 열분해 온도는 500℃이었다.

(다) 사과나무 전정지

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위한 열분해 시간에 따른 사과나무 전정지 biochar 수율조사는 열분해 400℃ 조건에서 실시하였으며 결과는 Fig. 2-78에서 보는 바와 같다. 사과나무 전정지 biochar의 4시간 조건에서의 수율은 36.9%이었고, 5시간 조건에서의 수율은 35.6%로 4시간 조건에서의 수율이 더 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

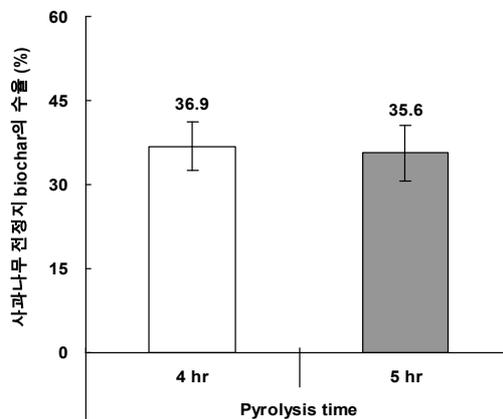


Fig. 3-358. 열분해 시간별 사과나무 전정지 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 4시간 조건에서 열분해 온도별 (400, 500, 600 및 700℃) 사과나무 전정지 biochar의 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-359와 같다. 사과나무 전정지 biochar의 수율은 열분해 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 36.9, 31.2, 28.9 및 27.8%로 열분해 400℃ 조건에서 수율이 가장 높았다. 따라서 최적 열분해 온도는 400℃이었다.

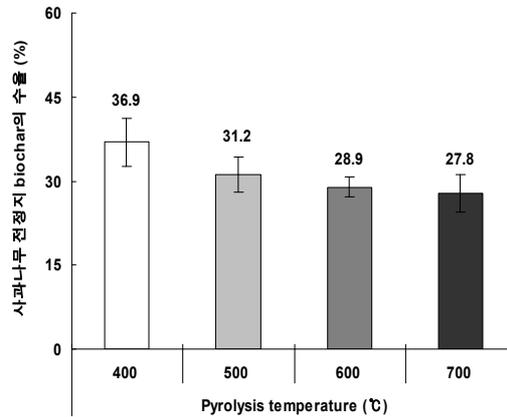


Fig. 3-359. 열분해 온도별 사과나무 전정지 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

Biochar의 구조적인 특성을 관찰하기 위해, 열분해 온도별로 제조한 사과나무 전정지 biochar의 SEM 관찰 결과는 Fig. 3-360에서 보는 바와 같다. SEM 관찰은 biochar를 절단하여 단면전체 (40배)를 관찰한 뒤 단면의 중앙부위 (200배) 및 측면부위 (200배 및 400배)를 각각 조사하였다. 단면전체를 SEM 관찰한 경우, 400°C 조건을 제외한 다른 열분해 온도조건에서 중앙부위의 골격이 대부분 손상되었으며, 측면 부위는 전반적으로 형태를 온전하게 유지하고 있었다. 중앙부위를 SEM 관찰한 경우, 열분해 온도변화에 따른 차이는 거의 나타나지 않았으나, 500°C 이상의 열분해 온도에서 커다란 균열이 발견되었다. 단면전체에서 측면부위를 200배 확대한 경우, 불규칙한 형태의 작은 구멍들이 수많은 큰 구멍들 사이로 촘촘하게 배열되어 있는 구조를 하고 있었으며, 열분해 온도에 따른 큰 차이 없이 전반적으로 유사한 구조를 하고 있었다. 측면부위를 400배 확대한 경우도 측면부위를 200배 확대한 결과와 유사한 경향이였다.

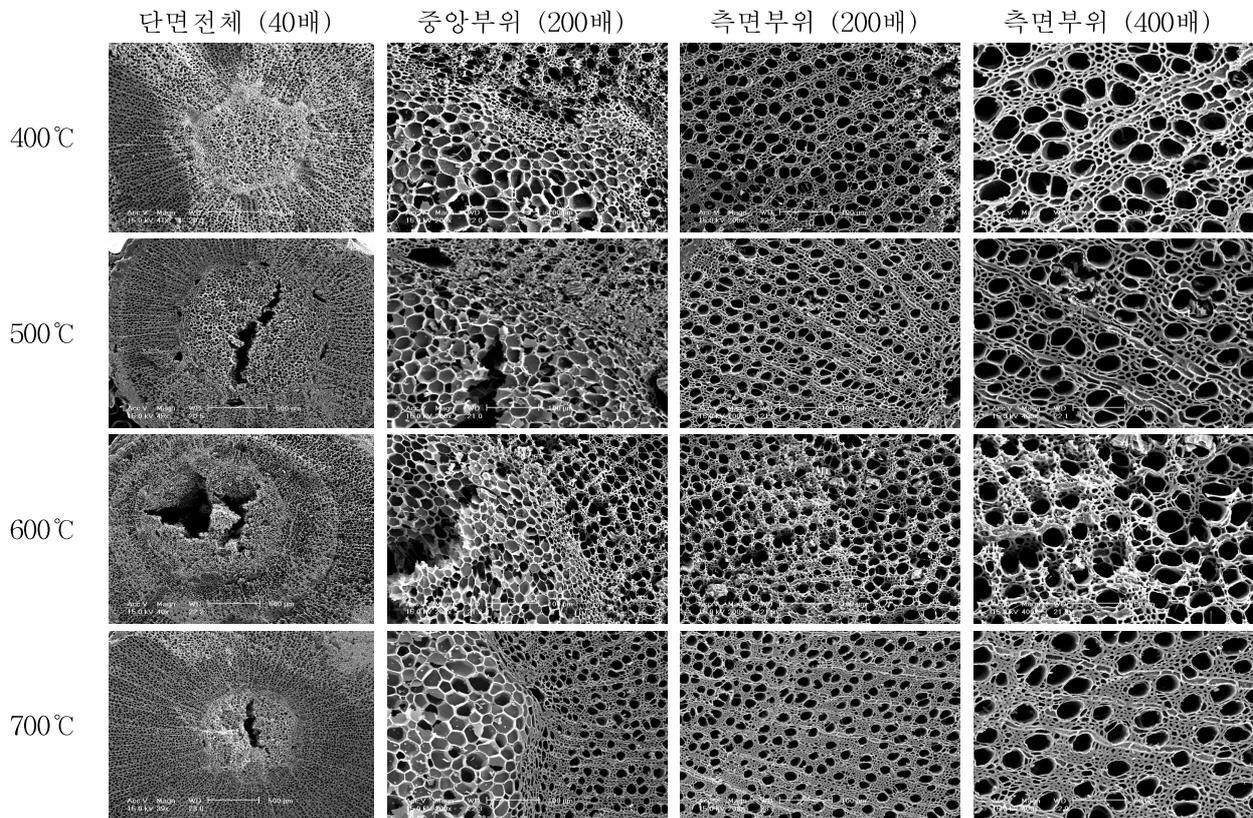


Fig. 3-360. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM).

㉞ EDS

열분해 온도별로 제조한 사과나무 전정지 biochar의 단면 구성성분비를 조사한 결과는 다음과 같다 (Fig. 3-361). 열분해 온도별 biochar에서 C, O, K 및 Ca가 검출되었으며, 400℃ 조건에서 검출되었던 Ca는 500℃와 600℃ 조건에서는 검출되지 않았다가 700℃ 조건에서 다시 검출되었다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 가장 많았으며, 사과나무 전정지 biochar의 C 성분비는 제조 온도에 상관없이 무게량이 70.31~87.97% 범위이었고, 원자량은 76.60~91.64% 범위이었다. Biochar의 성분 종류에 상관없이 열분해 500℃ 조건에서 700℃ 조건까지는 무게량과 원자량이 서로 유사한 경향이었다.

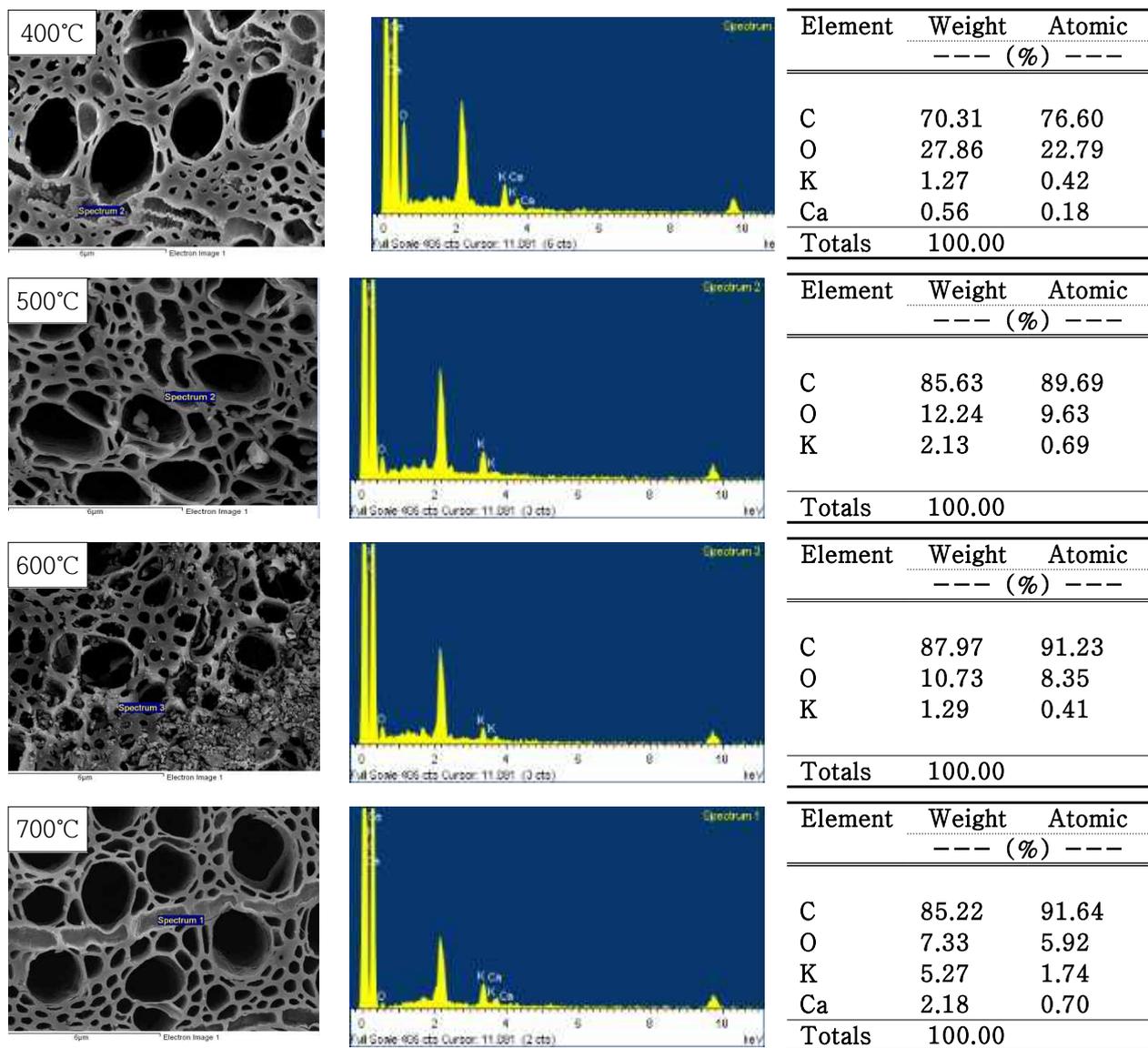


Fig. 3-361. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

㊦ FT-IR

사과나무 전정지 biochar를 이용한 열분해 온도별 (400, 500, 600 및 700°C) IR spectrum의 결과는 Fig. 3-362에서 보는 바와 같다. 사과나무 전정지 biochar에서의 열분해 온도별 작용기는 866 cm^{-1} 에서 방향족 C-H, $1,127\text{ cm}^{-1}$ 흡수대에서 ether 및 alcohol기의 C-O 결합이 확인되었으며, 이것은 신축진동에 의한 것으로 판단된다 (Park et al., 2012). 또한 $1,588$ 흡수대에서는 N-H bending을 나타내었고, 이는 공시재료 사과나무 전정지의 작용기 C-X, C-O 및 N-H 기와 비슷한 경향이였다.

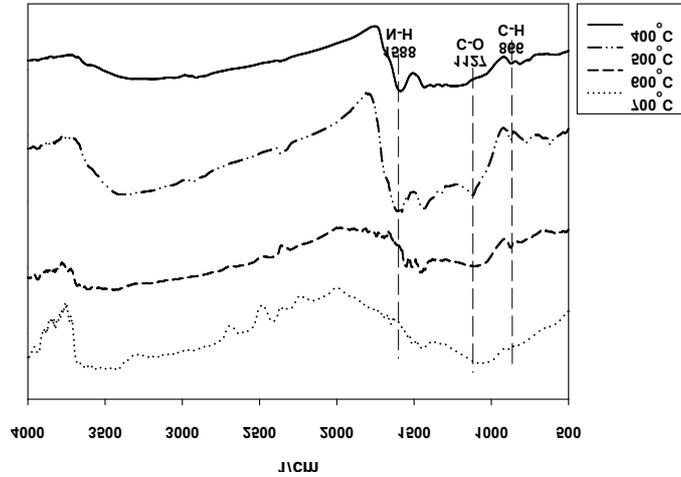


Fig. 3-362. 열분해 온도별 사과나무 전정지 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

사과나무 전정지 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 pH는 전반적으로 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 제조된 biochar의 pH가 증가하는 경향이였다 (Fig. 3-363). 열분해 4시간 및 5시간 조건에서 제조된 사과나무 전정지 biochar의 pH는 열분해 온도에 상관없이 각각 9.78~12.01 및 10.31~12.68 범위이었으며, 열분해 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 biochar의 pH가 약간 높았다.

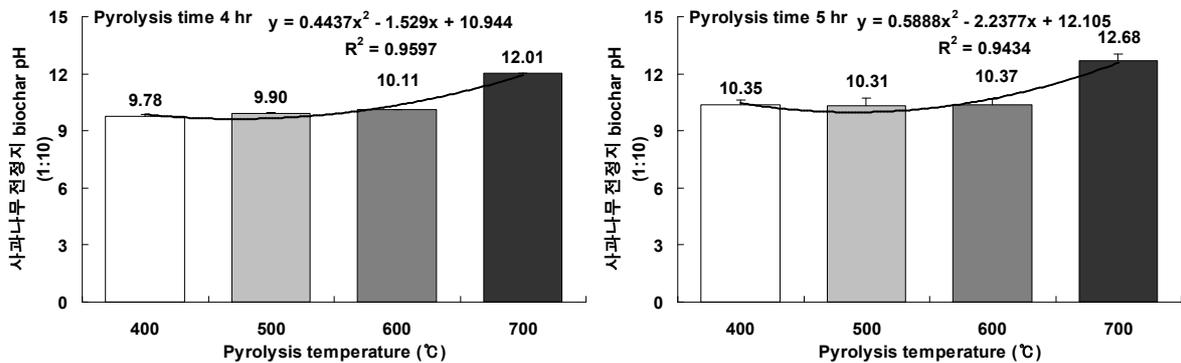


Fig. 3-363. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

사과나무 전정지 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 EC의 특성은 Fig. 3-364에서 보는 바와 같이 열분해 4시간 조건에서는 열분해 온도가 증가함에 따라 사과나무 전정지 biochar의 EC가 증가하는 경향이였다. 열분해 5시간 조건에서는 다소 차이는 있지만 전반적으로 열분해 온도가 증가할수록 EC가 증가하는 경향이였다. 4시간 조건에서 열분해한 사과나무 전정지 biochar의 EC는 열분해 온도에 상관없이 11.25~34.70 dS m⁻¹ 범위로, 평균 20.49 dS m⁻¹이였다. 5시간 조건에서 열분해된 사과나무 전정지 biochar의 EC는 12.12~35.88 dS m⁻¹ 범위로 평균 21.85 dS m⁻¹이였다.

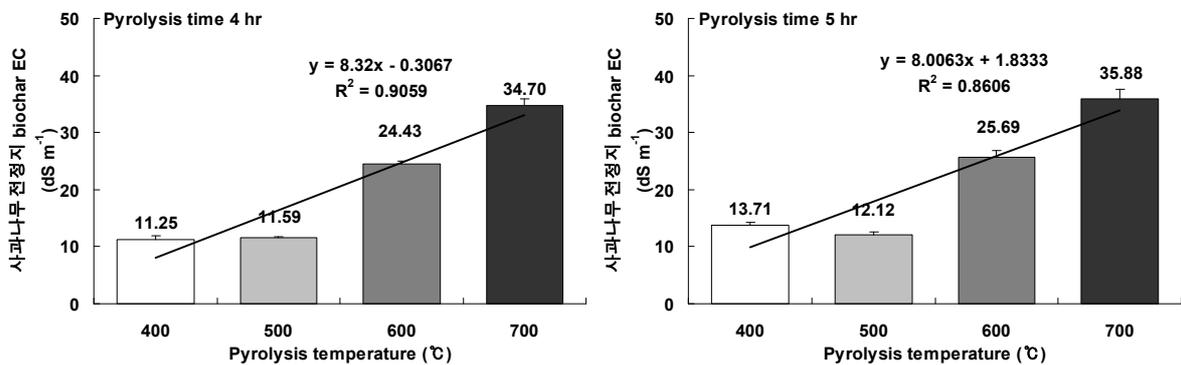


Fig. 3-364. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉟ T-N

사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간에 따른 T-N의 특성은 Fig. 3-365에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 사과나무 전정지 biochar의 T-N 함량이 감소하는 경향이였다. 4시간 조건에서 열분해한 사과나무 전정지 biochar의 T-N 함량은 열분해 400°C (2.01%) > 500°C (0.86%) > 600°C (0.79%) > 700°C (0.52%) 순으로 높았으며, 열분해 500°C 이상 조건에서 T-N의 함량이 급격히 감소하는 경향이였다. 5시간 동안 열분해된 사과나무 전정지 biochar의 T-N 함량은 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 각각 1.93, 0.84, 0.79 및 0.50%로 열분해 400°C 조건에서 biochar의 T-N 함량이 가장 많았다.

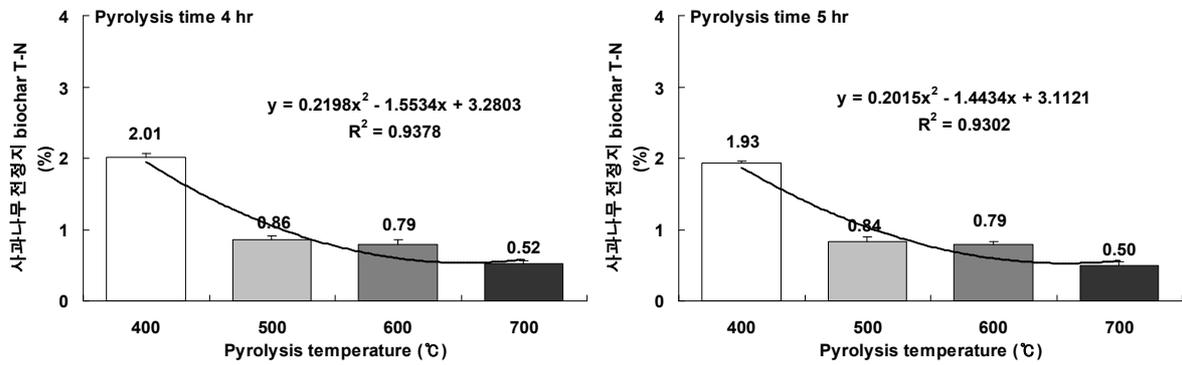


Fig. 3-365. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㊸ T-P

사과나무 전정지 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 T-P의 특성은 Fig. 3-366에서 보는 바와 같다. 4시간 동안 열분해된 사과나무 전정지 biochar의 T-P의 함량은 500°C에서 0.72%으로 가장 낮은 함량을 보였지만 전반적으로 열분해 온도가 증가할수록 biochar의 T-P 함량이 증가하는 경향을 나타내었다. 열분해 5시간 조건에서는 열분해 400°C 조건에서 0.68%, 500°C 조건에서 0.77%, 600°C 조건에서 0.80% 및 700°C 조건에서 1.03%이었다.

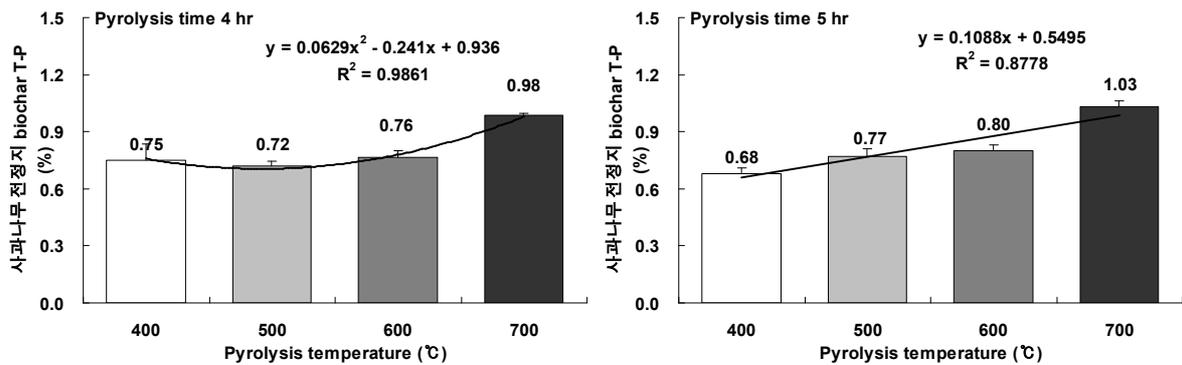


Fig. 3-366. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㊸ K₂O

사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 따른 K₂O의 특성은 Fig. 3-367과 같이 사과나무 전정지 biochar의 K₂O 함량은 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 biochar의 K₂O 함량이 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해된 사과나무 전정지 biochar의 K₂O 함량은 열분해 온도에 상관없이 1.35~1.77% 범위였으며, 평균 1.59%이었다. 5시간 동안

열분해한 사과나무 전정지 biochar의 K₂O 함량은 열분해 온도에 상관없이 1.39~1.81% 범위였으며, 평균 1.64%로 열분해 5시간 조건이 4시간 조건에 비해 약간 높은 K₂O 함량을 나타내었다.

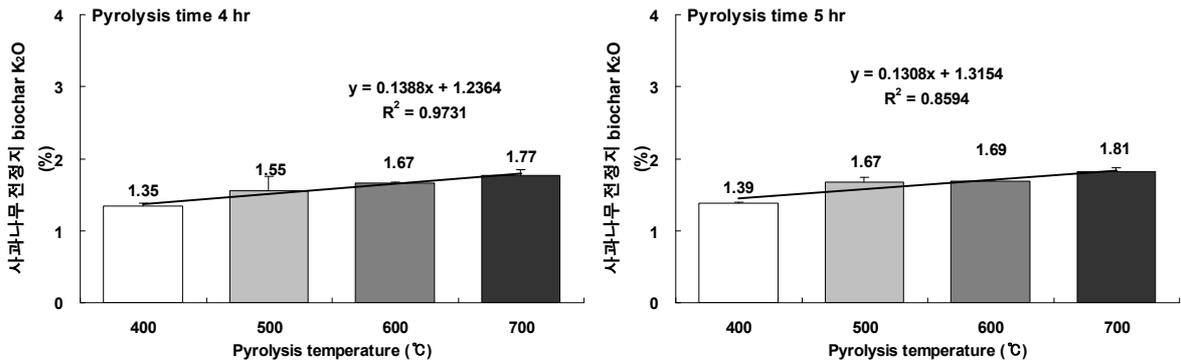


Fig. 3-367. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

Ⓜ CaO

사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 (400, 500, 600 및 700°C)와 시간 (4시간 및 5시간)에 따른 CaO의 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-368에서 보는 바와 같다. 열분해된 사과나무 전정지 biochar의 CaO 함량은 T-P 및 K₂O의 함량과 유사한 경향으로 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 사과나무 전정지 biochar의 CaO 함량이 증가하는 경향이였다. 사과나무 전정지 biochar의 CaO 함량의 경우 열분해 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 약간 높게 나타났다.

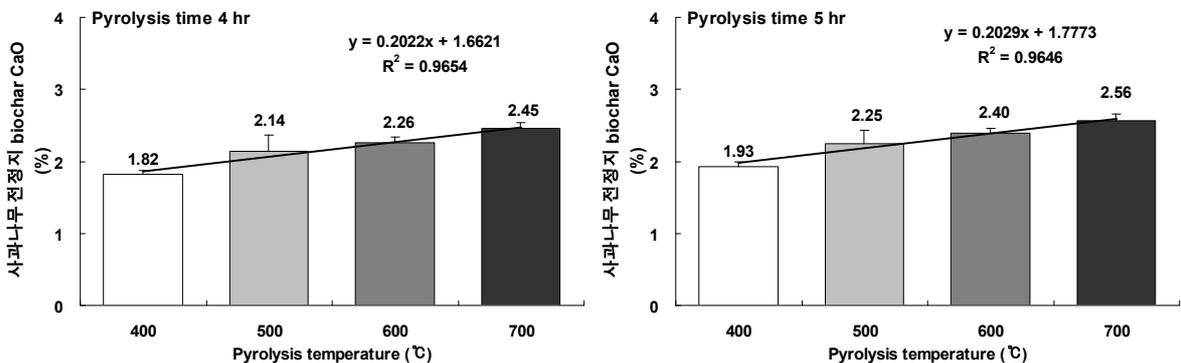


Fig. 3-368. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

⊗ MgO

사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO의 특성은 Fig. 3-369에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 사과나무 전정지 biochar의 MgO 함량이 증가하는 경향이였다.

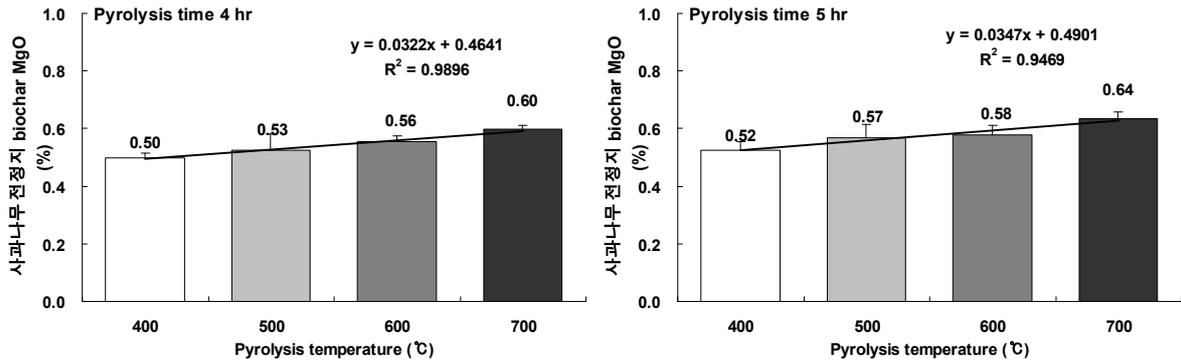


Fig. 3-369. 사과나무 전정지 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

⊙ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 사과나무 전정지 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 4시간이었고, 열분해 온도는 500°C이었다.

(2) 임산 부산물

(가) 동백나무

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위하여 열분해 시간별 동백나무 biochar의 수율은 400°C 조건에서 실시하였다 (Fig. 3-370). 동백나무 biochar의 수율은 열분해 4시간 (46.5%) > 5시간 (43.8%) 순으로 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

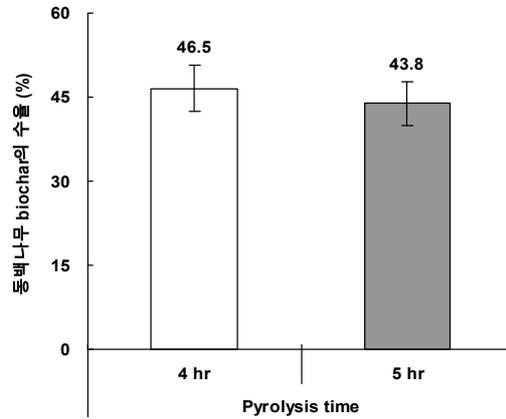


Fig. 3-370. 열분해 시간별 동백나무 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 4시간 조건에서 열분해 온도별로 동백나무 biochar의 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-371과 같다. 동백나무 biochar의 수율은 열분해 400°C 조건에서 46.5%, 500°C 조건에서 27.5%, 600°C 조건에서 24.8% 및 700°C 조건에서 15.6%로 열분해 400°C 조건에서 수율이 가장 높았다. 따라서 최적 열분해 온도는 400°C이었다.

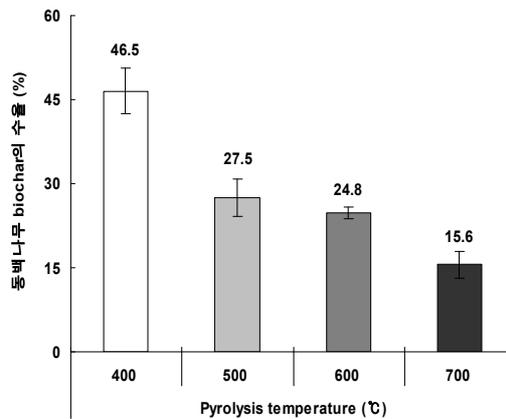


Fig. 3-371. 열분해 온도별 동백나무 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

열분해 온도별로 제조한 동백나무 biochar를 단면전체 (40배), 중앙부위 (200배) 및 측면부위

(200배 및 400배)로 각각 분류하여 관찰하였다 (Fig. 3-372). 단면전체를 SEM 관찰한 경우, 중앙부위의 골격이 전반적으로 손상되어 있었으며, 측면 부위는 형태를 비교적 온전하게 유지하고 있었다. 중앙부위를 SEM 관찰한 경우, 400℃, 500℃ 및 700℃ 조건에서는 불규칙한 형태의 구멍들이 무작위로 연결되어 있는 구조이었으며, 600℃ 조건에서는 균열이 생겨 손상된 부분이 발견되었다. 단면전체에서 측면부위를 200배와 400배 확대한 경우, 불규칙한 형태의 작은 구멍들이 촘촘하게 배열되어 있는 구조를 하고 있었으며, 부분적으로 다소 큰 크기의 구멍들도 발견되었다.

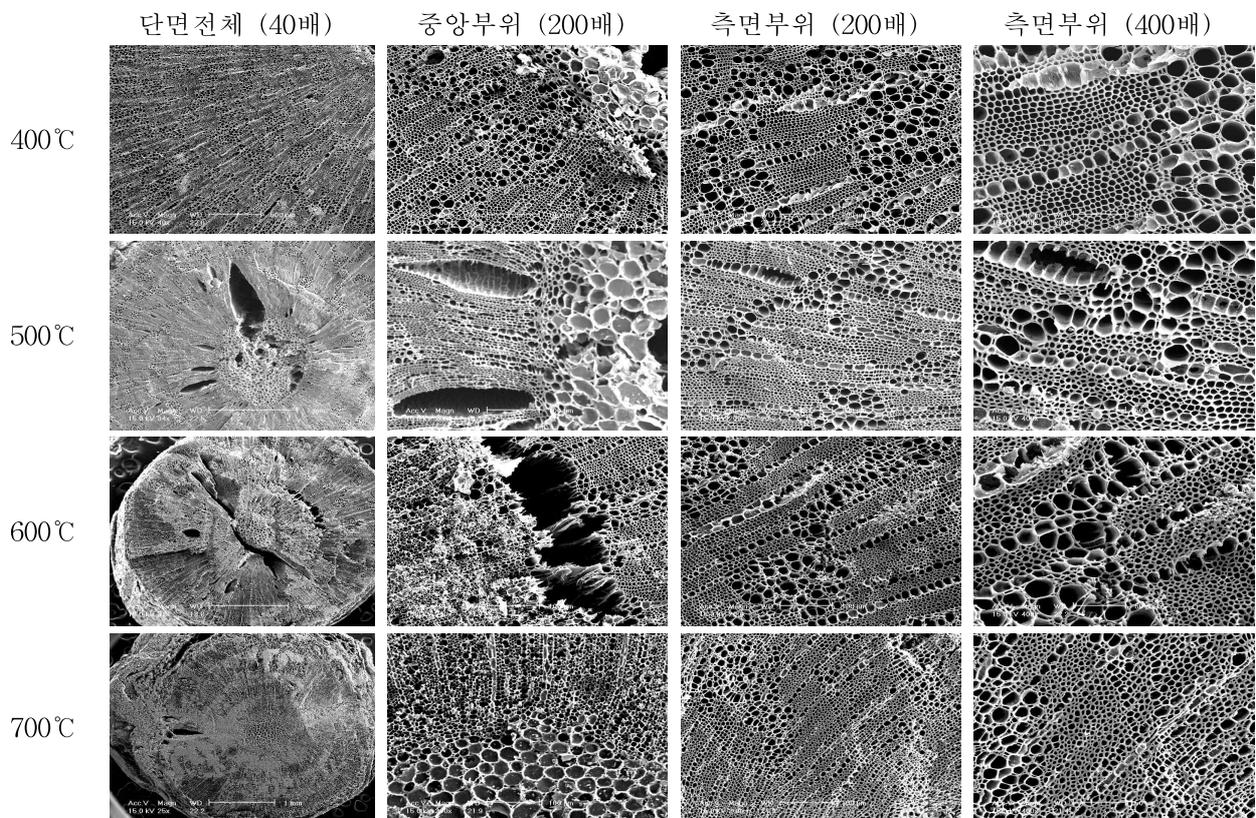


Fig. 3-372. 동백나무 biochar의 열분해 온도별 및 재료별 전자현미경 관찰 (SEM).

㉠ EDS

Biochar의 구조적인 특성을 조사하기 위해, 온도별로 열분해한 동백나무 biochar 단면의 구성성분비를 조사하였다 (Fig. 3-373). 열분해 온도 조건에 따른 biochar에서 C, O 및 K가 검출되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 새롭게 검출된 성분은 없었다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 가장 많았으며, 동백나무 biochar의 C 성분비는 제조 온도에 상관없이 무게량이 80.31~91.57% 범위이었고, 원자량은 84.73~93.86% 범위이었다. 열분해 온도가 증가함에 따른

유의성 있는 성분비 변화는 나타나지 않았다.

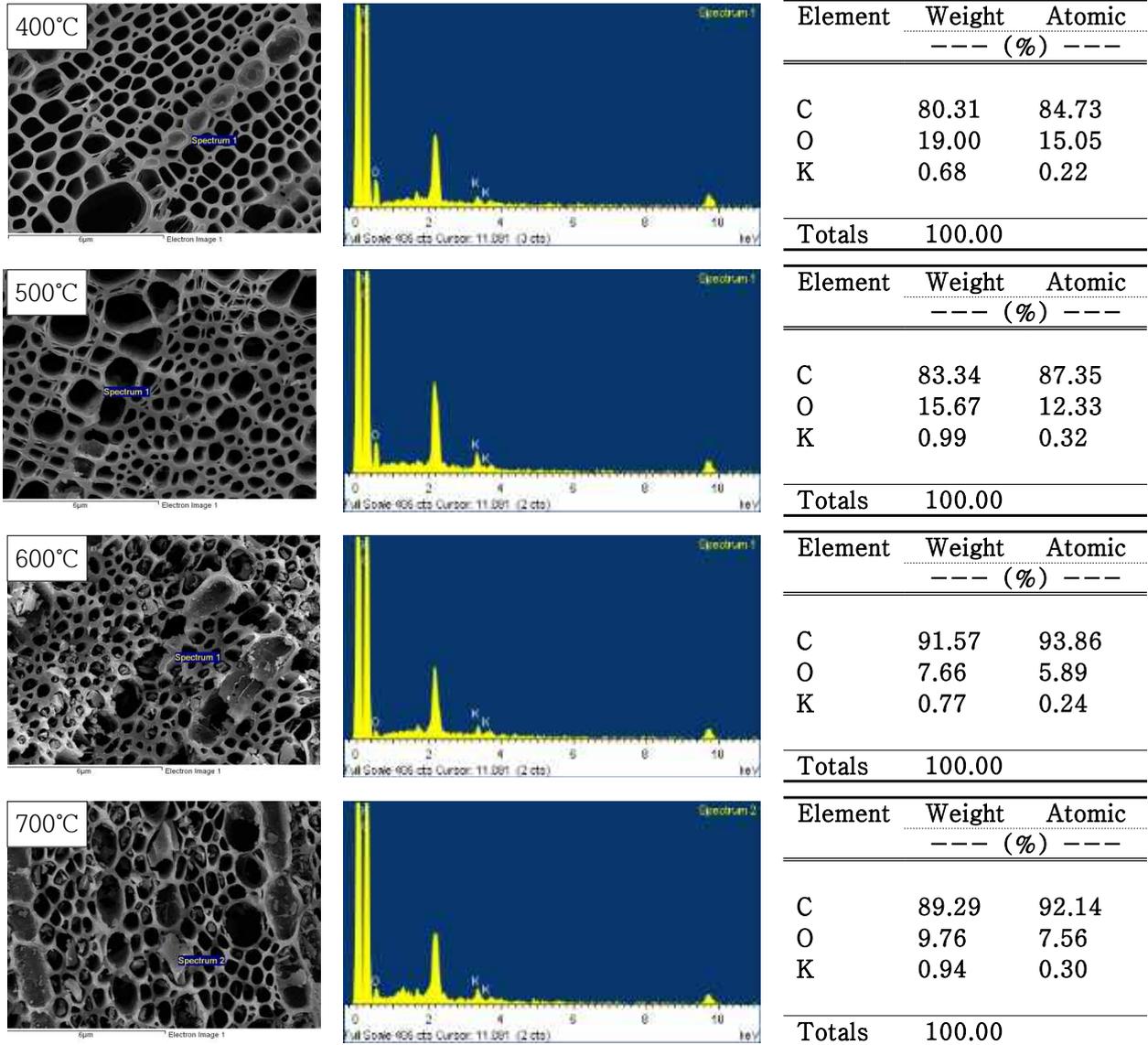


Fig. 3-373. 동백나무 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

⊖ FT-IR

IR spectrum을 이용하여 온도별 (400, 500, 600 및 700°C)로 열분해된 동백나무 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-374에서 보는 바와 같다. 임산 부산물인 동백나무 biochar에서의 작용기는 $1,565\text{ cm}^{-1}$ 흡수대에서 열분해 온도에 따라 공통적으로 N-H bending이 확인되었다. 이는 공시재료 동백나무에서 N-H기를 나타낸 것과 비슷한 경향이였다.

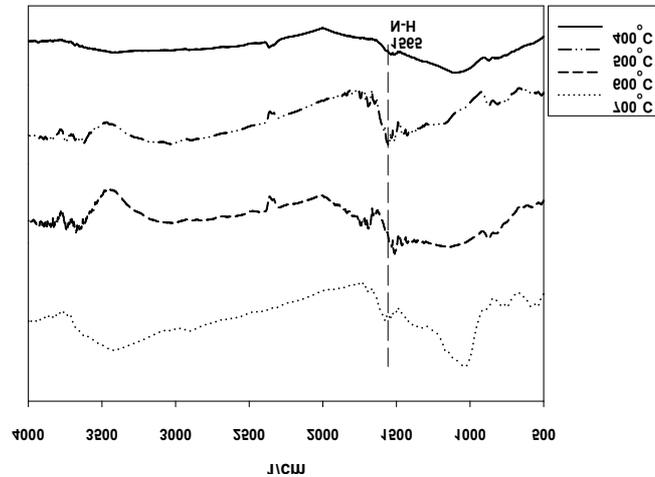


Fig. 3-374. 열분해 온도별 동백나무 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH의 특성은 Fig. 3-375에서 보는 바와 같다. 4시간 동안 열분해된 동백나무 biochar의 pH의 경우 열분해 온도가 증가함에 따라 pH가 증가하는 경향이었으며, 열분해 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 각각 9.23, 9.39, 9.55 및 11.29로 나타났다. 5시간 동안 열분해한 동백나무 biochar의 pH는 열분해 700°C에서 11.65으로 가장 높았으며, 열분해 400°C에서 9.61로 가장 낮았다.

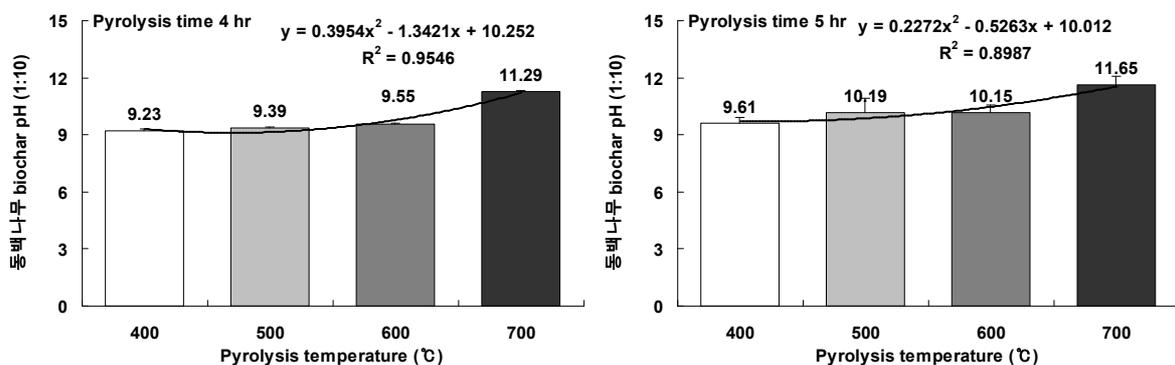


Fig. 3-375. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간에 따른 EC의 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-376과 같다. 동백나무 biochar의 EC는 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 biochar의 EC가 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해한 동백나무 biochar의 EC는 열분해 온도에 상관없이 3.62~16.65 dS m⁻¹ 범위를 나타내었으며, 열분해 700℃ (16.65 dS m⁻¹) > 600℃ (9.11 dS m⁻¹) > 500℃ (4.52 dS m⁻¹) > 400℃ (3.62 dS m⁻¹) 순으로 높았다. 5시간 동안 열분해한 동백나무 biochar의 EC는 열분해 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 3.33, 4.17, 8.48 및 15.83 dS m⁻¹로 5시간 동안 열분해한 조건에 비해 4시간 동안 열분해한 동백나무 biochar의 EC가 높게 나타났다.

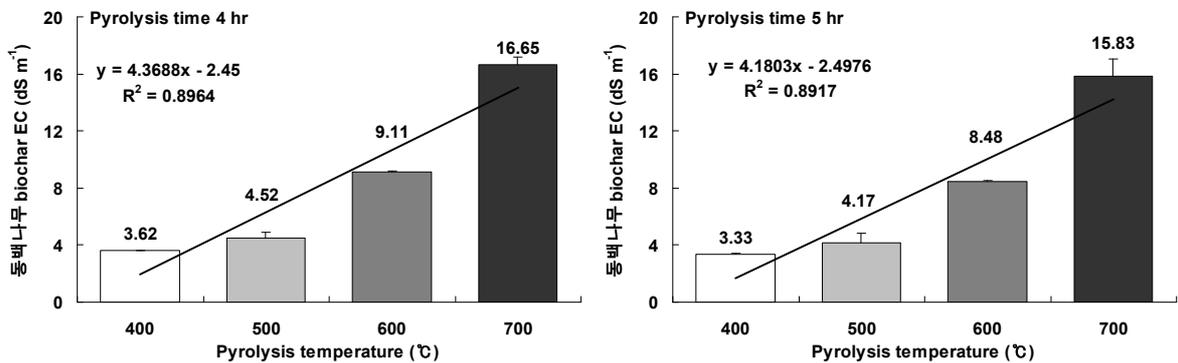


Fig. 3-376. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉟ T-N

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성은 Fig. 3-377에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 조건에서 열분해하여 제조된 동백나무 biochar의 T-N 함량은 열분해 400℃ 조건에서 각각 1.49 및 1.38%이었으며, 열분해 500℃ 이상 조건에서 T-N 함량이 급격히 감소하는 경향으로 열분해 700℃ 조건에서 각각 0.24 및 0.23%로 가장 낮은 T-N 함량을 나타내었다.

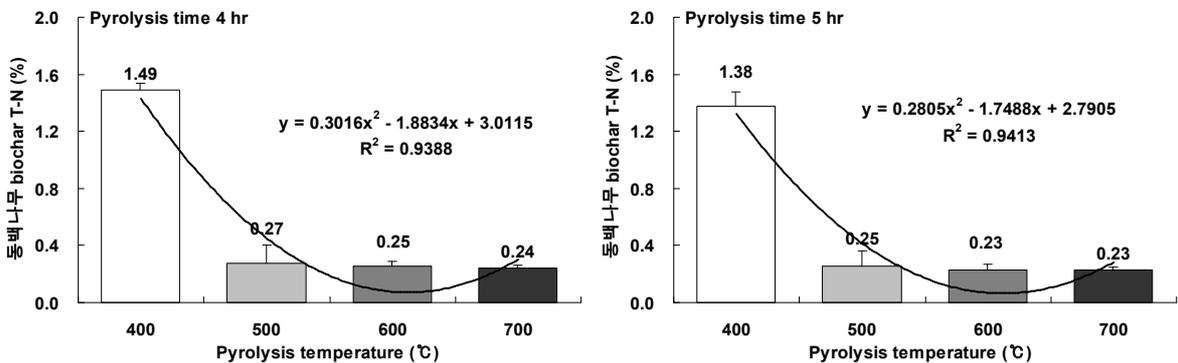


Fig. 3-377. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㉞ T-P

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성은 Fig. 3-378에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 열분해 조건에서는 열분해 온도가 증가함에 따라 동백나무 biochar의 T-P 함량도 증가하는 경향이였다. 열분해한 동백나무 biochar의 T-P 함량은 4시간 조건의 경우 열분해 400℃ 조건에서 0.19%, 500℃ 조건에서 0.28%, 600℃ 조건에서 0.37% 및 700℃ 조건에서 0.52%으로 나타났다. 열분해 5시간 조건에서 제조된 biochar의 T-P 함량도 4시간 조건과 유사한 경향으로 열분해 온도가 증가할수록 T-P의 함량이 증가하였다.

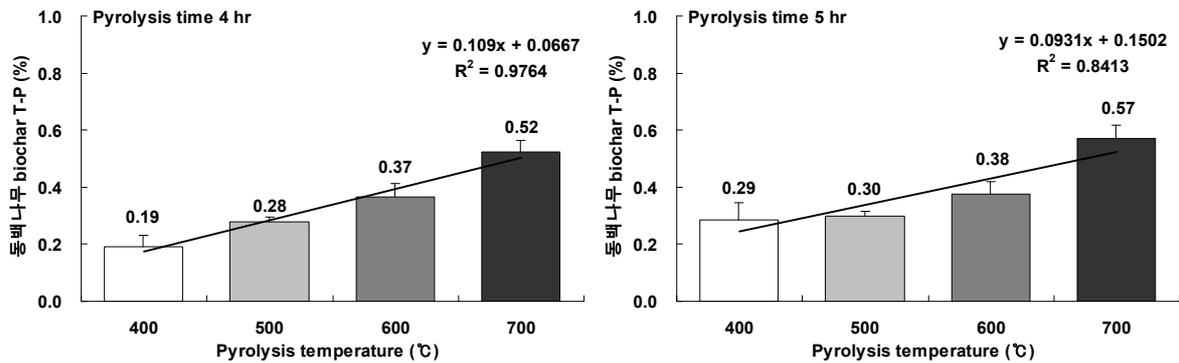


Fig. 3-378. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㉟ K₂O

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간에 따른 K₂O의 특성은 Fig. 3-379에서 보는 바와 같다. 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가함에 따라 동백나무 biochar의 K₂O 함량도 증가하는 경향이였다. 4시간 및 5시간 동안 열분해한 동백나무 biochar의 K₂O 함량의 경우 400, 500 및 600℃ 조건에서 열분해 시간에 상관없이 증가폭이 미비하였으나 700℃ 조건에서 각각 0.98 및 1.04%로 크게 증가하였다.

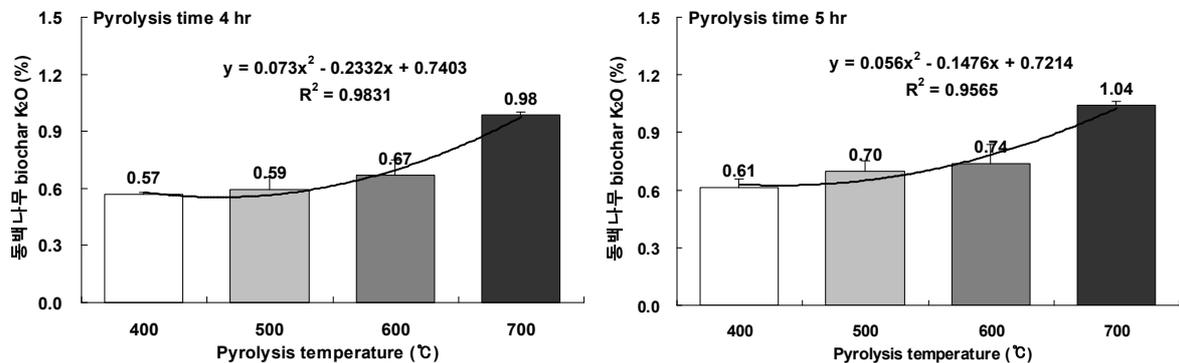


Fig. 3-379. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

㉠ CaO

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성은 Fig. 3-380에서 보는 바와 같다. 4시간 조건에서 열분해한 동백나무 biochar의 CaO 함량은 열분해 600℃ (1.87%) > 700℃ (1.84%) > 500℃ (1.63%) > 400℃ (1.33%) 순으로 나타났고, 5시간 조건에서는 600℃ (2.01%) > 700℃ (1.99%) > 500℃ (1.77%) > 400℃ (1.47%) 순으로 나타났다.

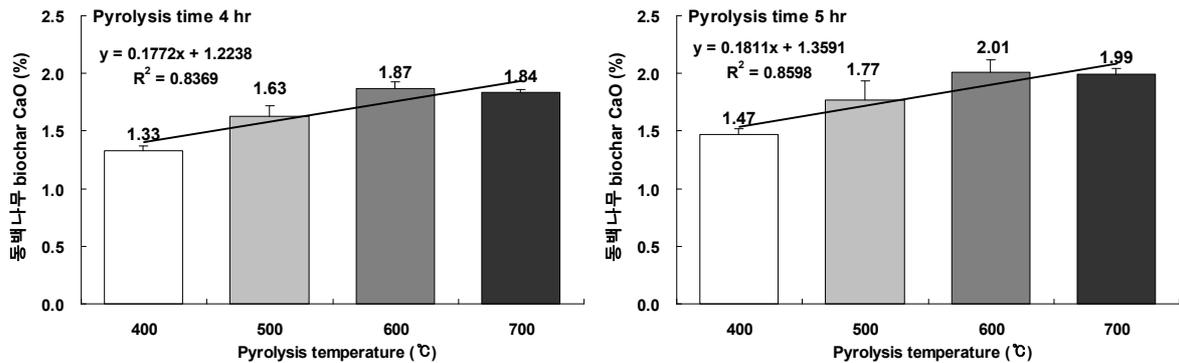


Fig. 3-380. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

㉡ MgO

동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-381과 같다. 4시간 및 5시간 열분해 조건에서 제조된 biochar의 MgO 함량은 열분해 온도가 증가함에 따라 동백나무 biochar의 MgO 함량도 증가하는 경향이였다. 동백나무 biochar의 MgO 함량은 4시간 동안 열분해한 400℃ 조건에서 0.16%, 500℃ 조건에서 0.18%, 600℃ 조건에서 0.22% 및 700℃ 조건에서 0.48%으로 나타났고, 5시간 동안 열분해한 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 0.19, 0.20, 0.23 및 0.48%으로 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 동백나무 biochar의 MgO 함량이 더 높았다.

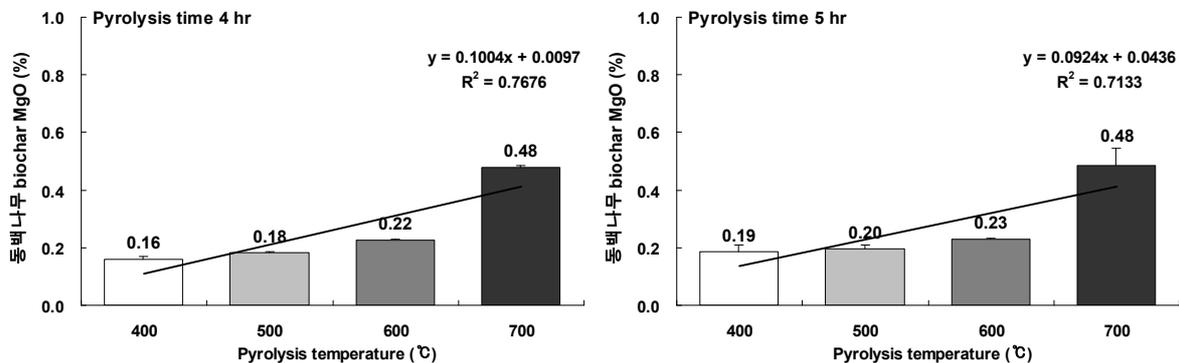


Fig. 3-381. 동백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

◎ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 동백나무 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 4시간이었고, 열분해 온도는 700℃이었다.

(나) 편백나무

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위한 열분해 시간에 따른 편백나무 biochar의 수율은 400℃ 조건에서 실시하였으며 결과는 Fig. 3-382에서 보는 바와 같다. 편백나무 biochar의 열분해 4시간 조건에서의 수율은 44.1%이었고, 5시간 조건에서 수율은 43.0%로 열분해 4시간 조건에서 수율이 더 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

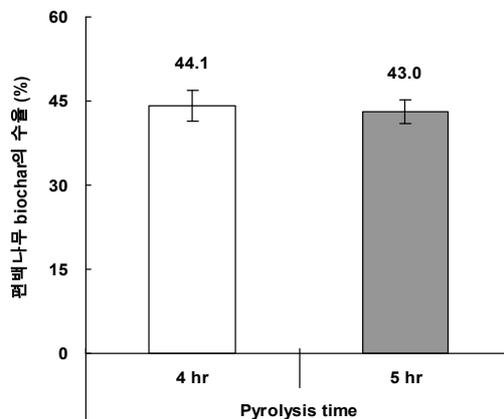


Fig. 3-382. 열분해 시간별 편백나무 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 4시간 조건에서 열분해 온도별 편백나무 biochar의 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-383에서 보는 바와 같다. 편백나무 biochar의 수율은 열분해 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 44.1, 31.5, 29.3 및 28.7%로 열분해 400℃ 조건에서 수율이 가장 높았다. 따라서 최적 열분해 온도는 400℃이었다.

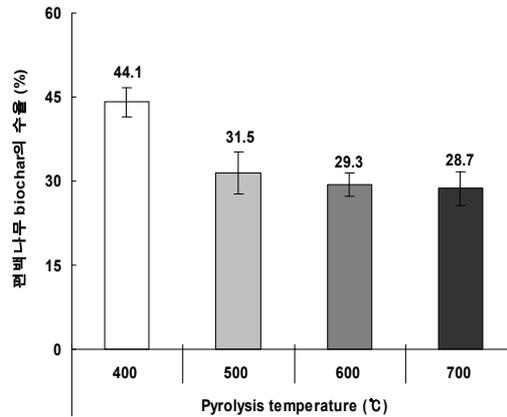


Fig. 3-383. 열분해 온도별 편백나무 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

편백나무 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM)을 조사한 결과는 Fig. 3-384에서 보는 바와 같다. SEM 관찰은 biochar를 절단하여 단면전체 (40배)를 관찰한 뒤 단면의 중앙부위 (200배) 및 측면부위 (200배 및 400배)를 각각 조사하였다. 단면전체를 관찰한 경우, 열분해 온도 변화에 따른 큰 차이는 나타나지 않았다. 중앙부위를 관찰한 경우, 비교적 일정한 크기의 격자무늬 구조로 이루어져 촘촘하게 배열되어 있었다. 열분해 온도가 증가함에 따라 형태가 불균일하게 변화하였으며, 600°C와 700°C 조건에서는 커다란 균열도 발견되었다. 전체에서 측면부위를 200배 확대한 경우, 중앙부위와 유사한 구조를 하고 있었으며, 열분해 온도가 상승함에 따른 약간의 구조변화를 나타내었다. 측면부위를 400배 확대한 경우도 측면부위를 200배 확대한 결과와 유사한 경향이었으며, 700°C 조건에서 표면이 매우 거칠어진 것을 확인할 수 있었다.

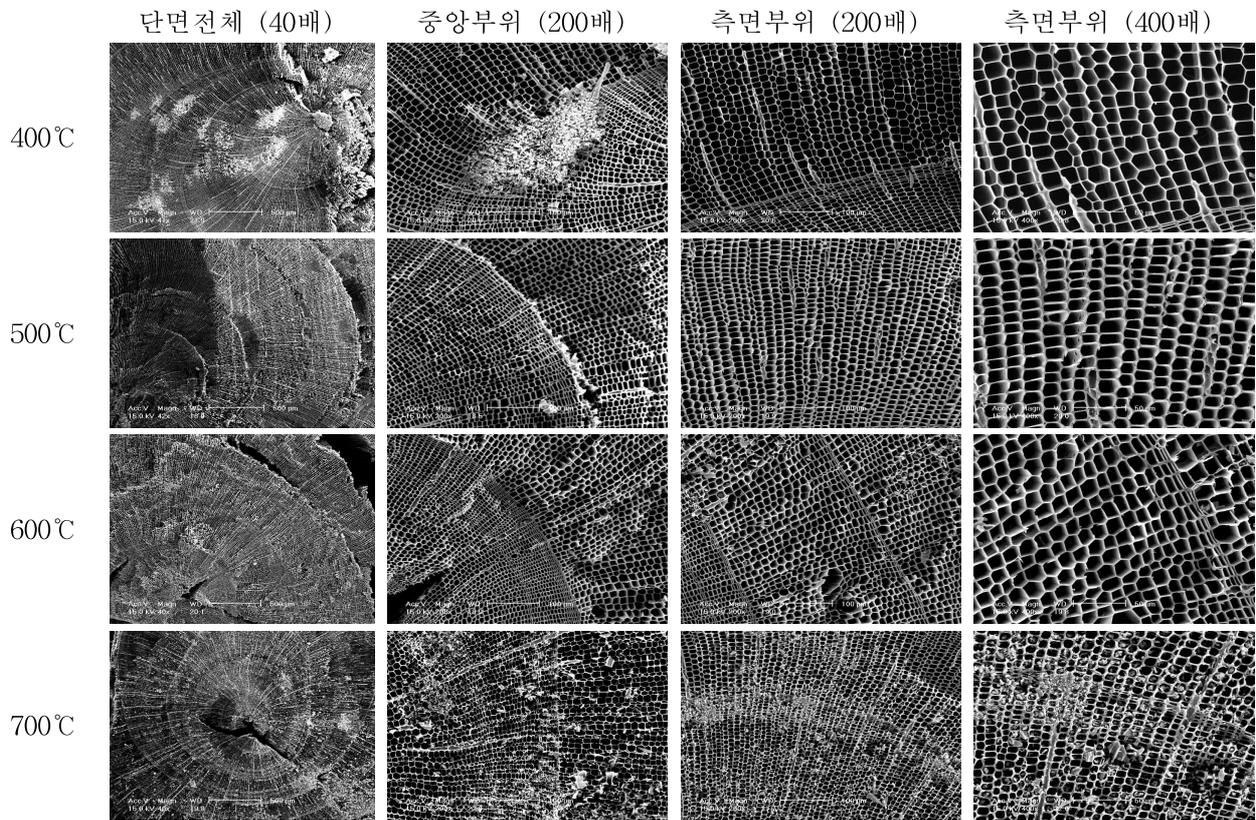


Fig. 3-384. 편백나무 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM).

㉞ EDS

편백나무 biochar의 단면 구성성분비를 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 조사한 결과는 Fig. 3-385에서 보는 바와 같다. 열분해 온도 조건에 따라 C, O, Ca 및 K가 검출되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 Ca가 사라지고 700℃에서 K가 나타났다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 많았으며, 편백나무 biochar의 C 성분비는 열분해 온도에 상관없이 무게량이 78.71~91.59% 범위이었고, 원자량은 83.23~93.55% 범위이었다. Biochar의 성분 종류에 상관없이 열분해 500℃부터 700℃까지는 무게량과 원자량이 서로 유사한 경향이었으나, 400℃ 조건에서는 무게량과 원자량이 다른 열분해 온도 조건에 비해 다른 경향을 나타내었다.

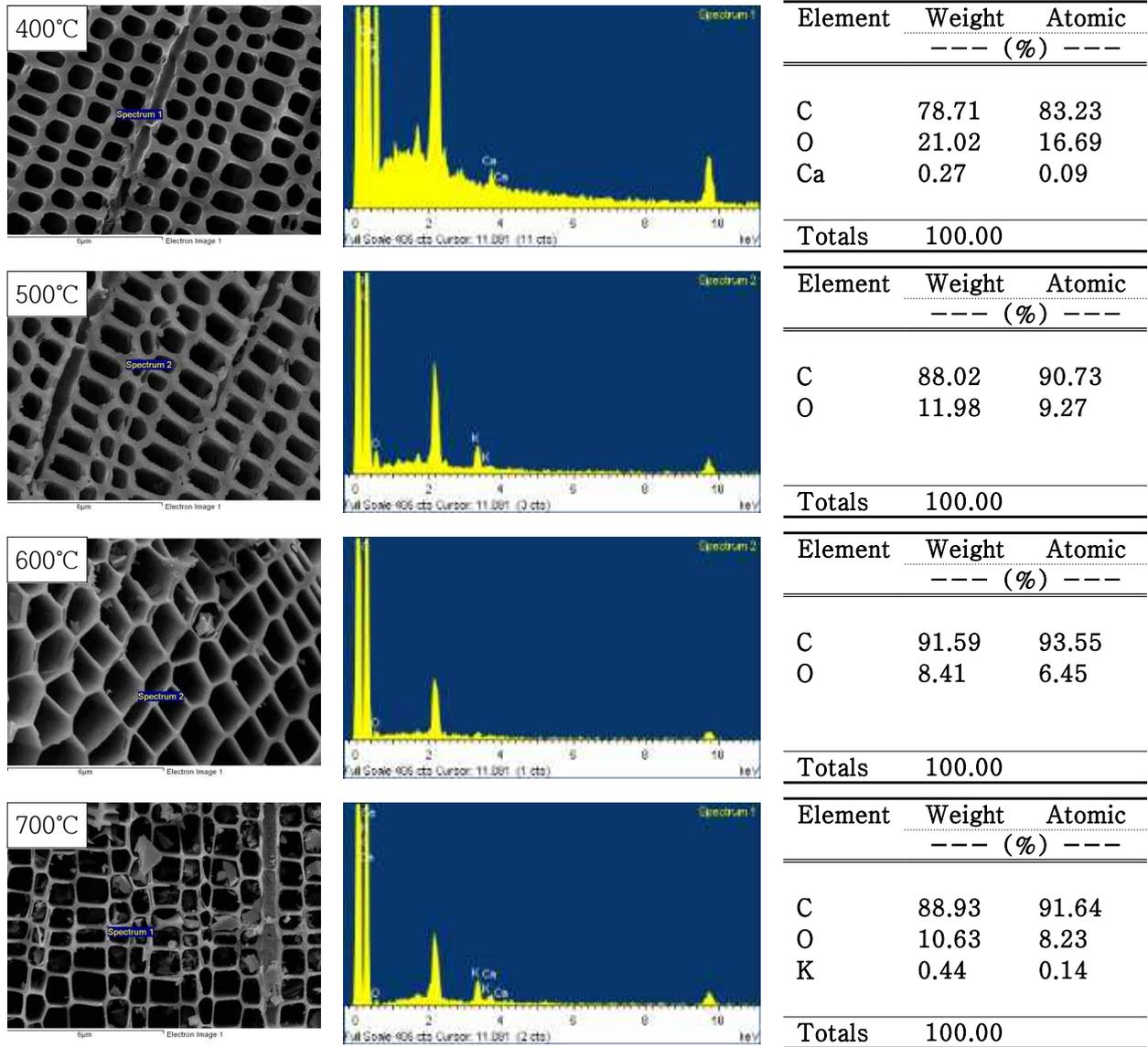


Fig. 3-385. 편백나무 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

㊦ FT-IR

편백나무 biochar를 이용한 열분해 온도별 (400, 500 및 700°C) IR spectrum의 결과는 Fig. 3-386에서 보는 바와 같다. 편백나무 biochar에서는 열분해 온도에 따라 574 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X, 870 cm^{-1} 에서 방향족 C-H기를 나타내었다. 1,553 cm^{-1} 흡수대에서 열분해 온도에 따라 모든 조건에서 N-H bending이 확인되었다. 이는 공시재료 편백나무에서는 찾아보기 어려운 peak이었다.

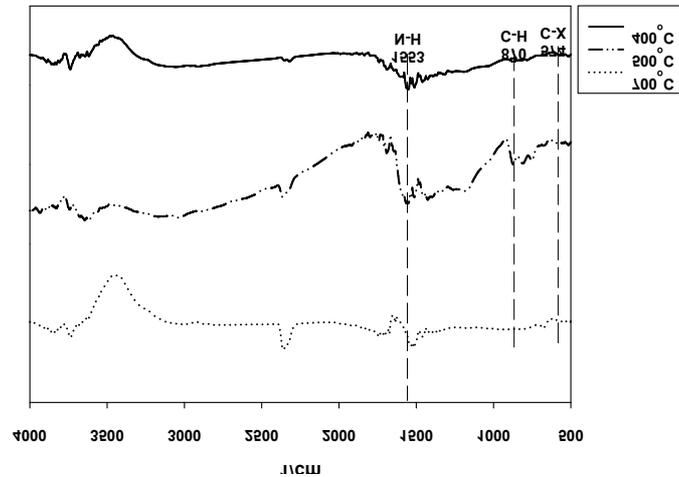


Fig. 3-386. 열분해 온도별 편백나무 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH의 특성은 Fig. 3-387에서 보는 바와 같다. 열분해 4시간 조건에서 동백나무 biochar의 pH는 열분해 온도가 높아짐에 따라 biochar의 pH가 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해한 편백나무 biochar의 pH는 열분해 400, 500, 600 및 700°C에서 각각 8.18, 8.83, 9.05 및 12.04로 나타났다. 5시간 동안 열분해한 동백나무 biochar의 pH는 열분해 700°C에서 12.47으로 가장 높았으며, 열분해 400°C에서 9.32로 가장 낮았다.

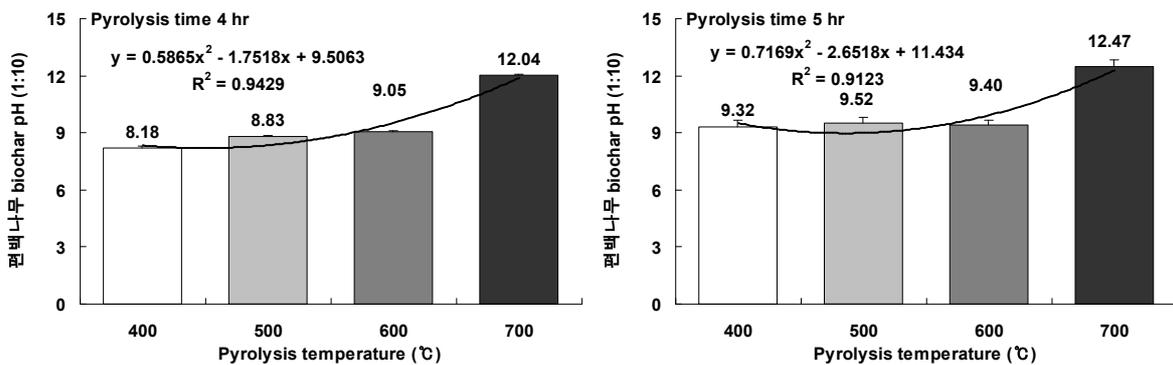


Fig. 3-387. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간에 따른 EC의 특성은 Fig. 3-388과 같다. 4시간 조건에서 열분해된 편백나무 biochar의 EC는 열분해 400℃, 500℃ 및 600℃ 조건에서 각각 2.25, 3.72 및 4.87 dS m⁻¹으로 큰 차이 없이 비슷하였으나, 열분해 700℃ 조건에서 23.33 dS m⁻¹으로 EC가 급격히 증가하였다. 5시간 조건에서 열분해된 편백나무 biochar의 EC는 열분해 4시간 조건과 비슷한 경향이였다.

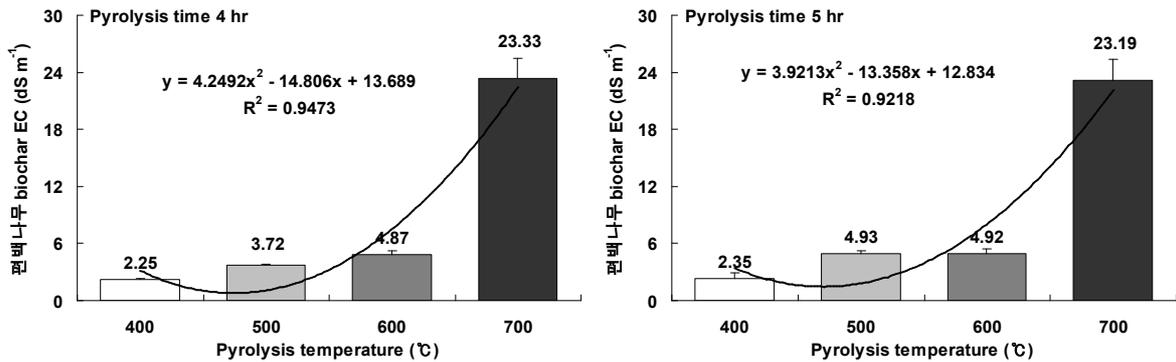


Fig. 3-388. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉞ T-N

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성은 Fig. 3-389에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 T-N의 함량이 감소하는 경향이였다. 편백나무 biochar의 T-N 함량은 4시간 및 5시간 열분해 조건에서 동일하게 400℃에서 각각 1.32 및 1.21%으로 가장 높은 T-N 함량을 보였으나 열분해 700℃ 조건에서는 각각 0.22 및 0.21%로 T-N 함량이 급격히 감소하였다.

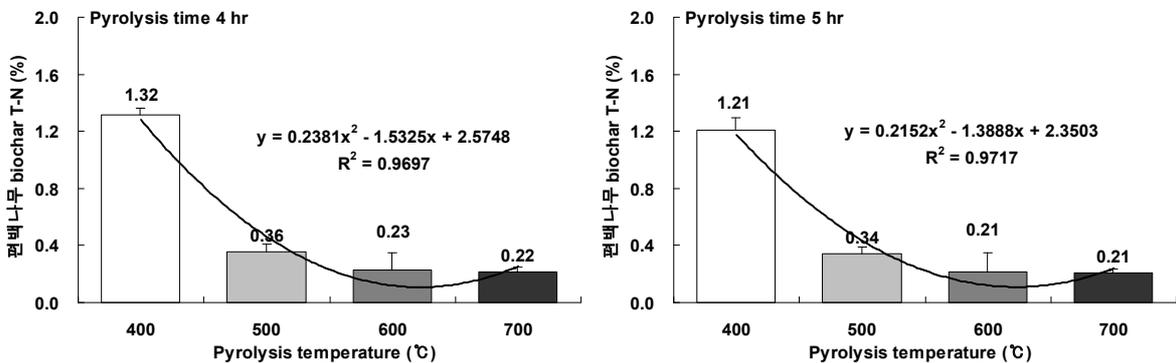


Fig. 3-389. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㉞ T-P

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성은 Fig. 3-390에서 보는 바와 같다. 편백나무 biochar의 T-P 함량은 T-N의 함량과 반대되는 경향으로 열분해 온도가 높아짐에 따라 편백나무 biochar의 T-P 함량이 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해된 편백나무 biochar의 T-P 함량은 열분해 온도에 상관없이 0.32~0.68% 범위였으며, 열분해 700℃ (0.68%) > 600℃ (0.56%) > 500℃ (0.37%) > 400℃ (0.32%) 순으로 높았다. 5시간 동안 열분해한 편백나무 biochar의 T-P 함량은 열분해 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 0.34, 0.39, 0.58 및 0.70%이었으며, 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 편백나무 biochar의 T-P 함량이 더 높았다.

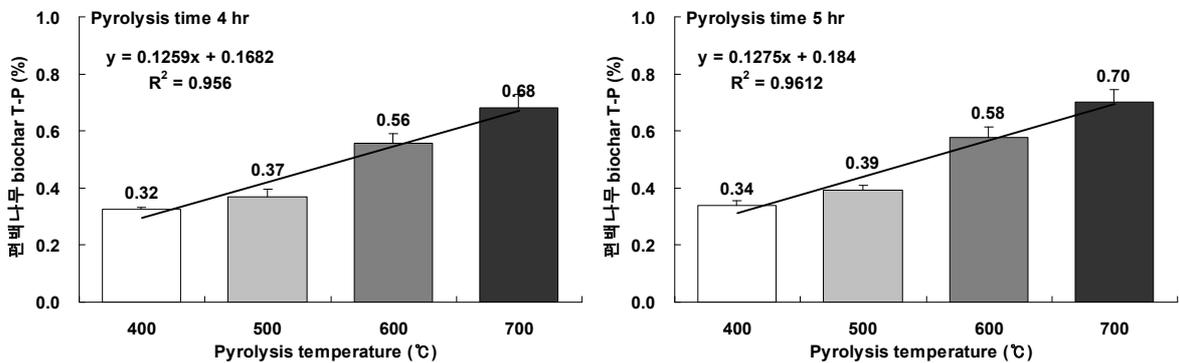


Fig. 3-390. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㉟ K₂O

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 함량 변화는 Fig. 3-391에서 보는 바와 같이 열분해 온도가 증가할수록 biochar의 K₂O 함량이 증가하는 경향으로 조사되었다.

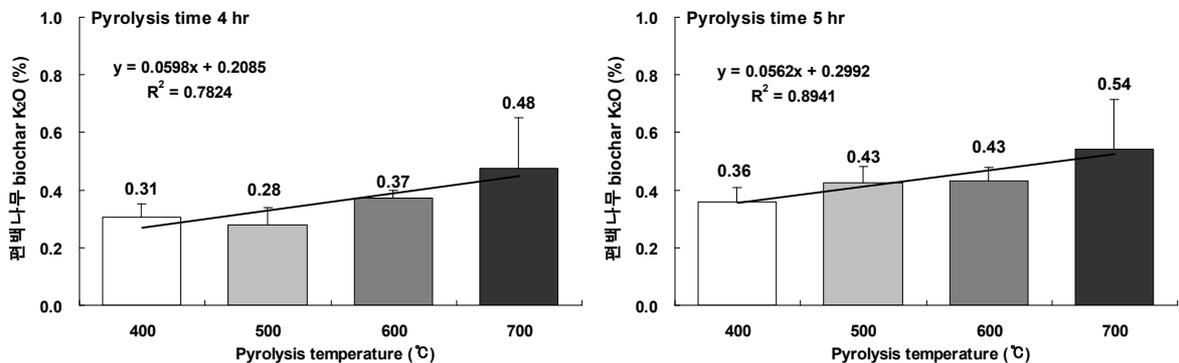


Fig. 3-391. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

㉔ CaO

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-392에서 보는 바와 같다. 전반적으로 편백나무 biochar의 CaO 함량은 열분해 시간에 상관없이 열분해 온도가 증가할수록 CaO 함량이 증가하는 경향으로 열분해 400℃ 조건에서 1.27~1.39%, 500℃ 조건에서 1.40~1.53%, 600℃ 조건에서 1.35~1.45% 및 700℃ 조건에서 1.82~2.05% 범위로 조사되었다.

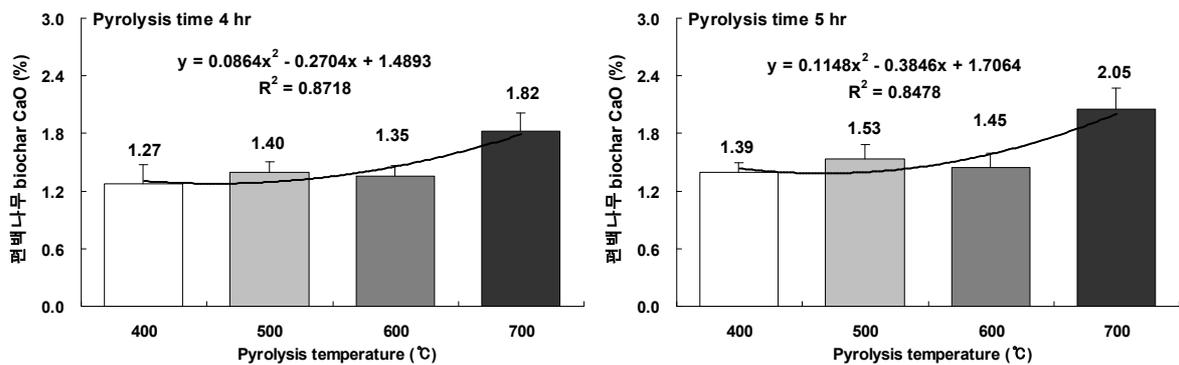


Fig. 3-392. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

㉕ MgO

편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO의 특성은 Fig. 3-393에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 온도가 높아짐에 따라 편백나무 biochar의 MgO 함량도 약간씩 증가하는 경향이었으며, 이는 편백나무 biochar의 T-P, K₂O, CaO의 함량과도 유사한 경향이였다.

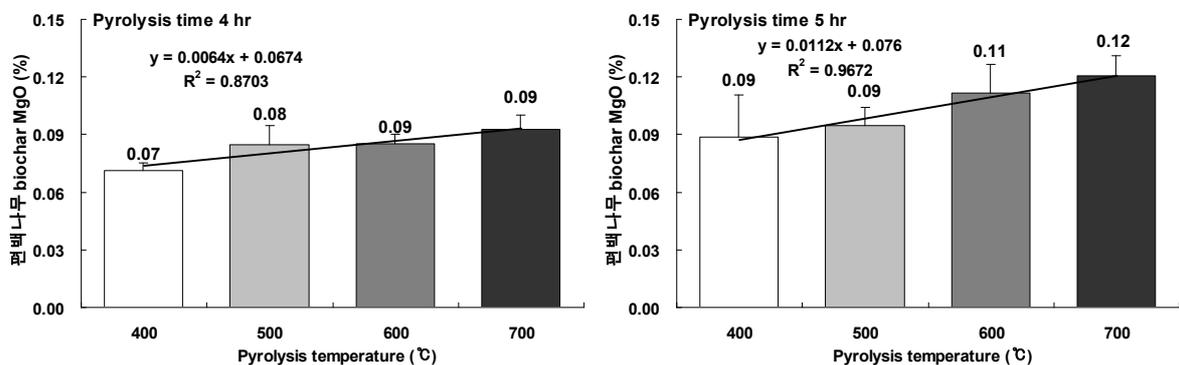


Fig. 3-393. 편백나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

◎ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 편백나무 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 4시간이었고, 열분해 온도는 700°C이었다.

(다) 금목서

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위하여 열분해 시간별 금목서 biochar의 수율은 400°C 조건에서 실시하였으며 결과는 Fig. 3-394에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 동안 열분해한 금목서 biochar의 수율은 각각 38.9 및 38.2%로 4시간 조건에서의 수율이 더 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

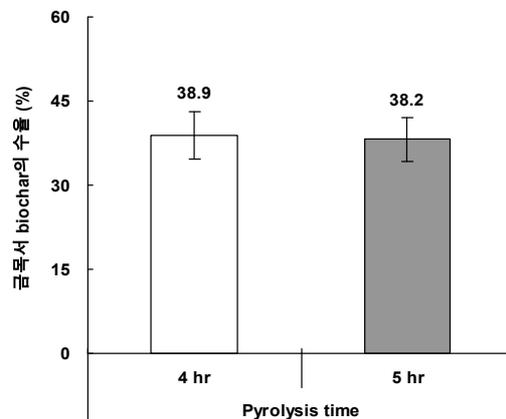


Fig. 3-394. 열분해 시간별 금목서 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 4시간 조건에서 열분해 온도에 따라 금목서 biochar의 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-395에서 보는 바와 같다. 금목서 biochar의 수율은 400°C (38.9%) > 500°C (27.7%) > 600°C (26.3%) > 700°C (20.6%) 순으로 높았다. 따라서 최적 열분해 온도는 400°C이었다.

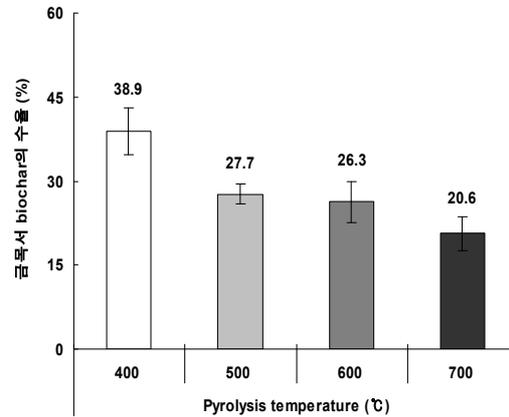


Fig. 3-395. 열분해 온도별 금목서 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

Biochar의 구조적인 특성을 관찰하기 위해, 열분해 온도별로 제조한 금목서 biochar의 SEM 관찰 결과는 Fig. 3-396에서 보는 바와 같다. SEM 관찰은 biochar를 절단하여 단면전체 (30배)를 관찰한 뒤 단면의 중앙부위 (200배) 및 측면부위 (200배 및 400배)를 각각 조사하였다. 단면전체를 30배로 SEM 관찰한 경우, 중앙부위와 측면부위의 특징적인 변화는 나타나지 않았으며, 온도에 따른 큰 차이도 나타나지 않았다. 중앙부위를 SEM 관찰한 경우, 동백나무와 마찬가지로 불규칙한 형태의 구멍들이 무작위로 연결되어 있는 구조였다. 단면전체에서 측면부위를 200배 확대한 경우, 열분해 400°C 조건이 다른 열분해 온도 조건에 비해 거친 구조를 하고 있었으며, 전반적으로 불규칙한 형태의 구멍들이 서로 연결되어 촘촘하게 배열되어 있었다. 측면부위를 400배 확대한 경우도 측면부위를 200배 확대한 결과와 유사한 경향이였다.

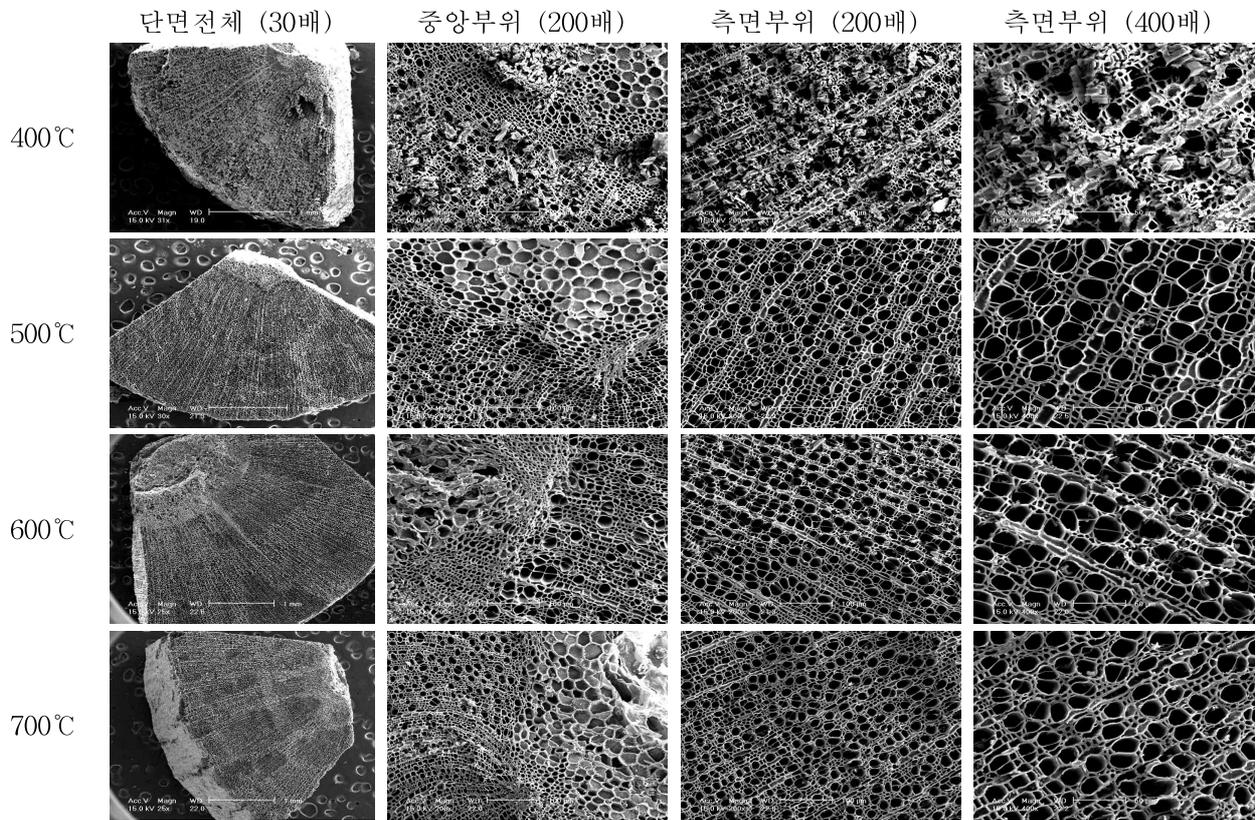


Fig. 3-396. 금목서 biochar의 열분해 온도별 및 재료별 전자현미경 관찰 (SEM).

㉞ EDS

열분해 온도별로 제조한 금목서 biochar의 단면 구성성분비를 조사한 결과는 다음과 같다 (Fig. 3-397). 열분해 온도 조건에 따른 biochar에서 C, O, Mg 및 K가 검출되었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 Mg가 새롭게 검출되었고, K는 600℃를 제외한 다른 온도조건에서 검출되었다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 가장 많았으며, 금목서 biochar의 C 성분비는 제조 온도에 상관없이 무게량이 78.69~97.77% 범위이었고, 원자량은 83.39~99.12% 범위이었다. 열분해 온도가 상승함에 따라 C 성분비도 증가하였으며, 700℃에서 무게량이 97.77%, 원자량은 99.12%까지 증가하였다.

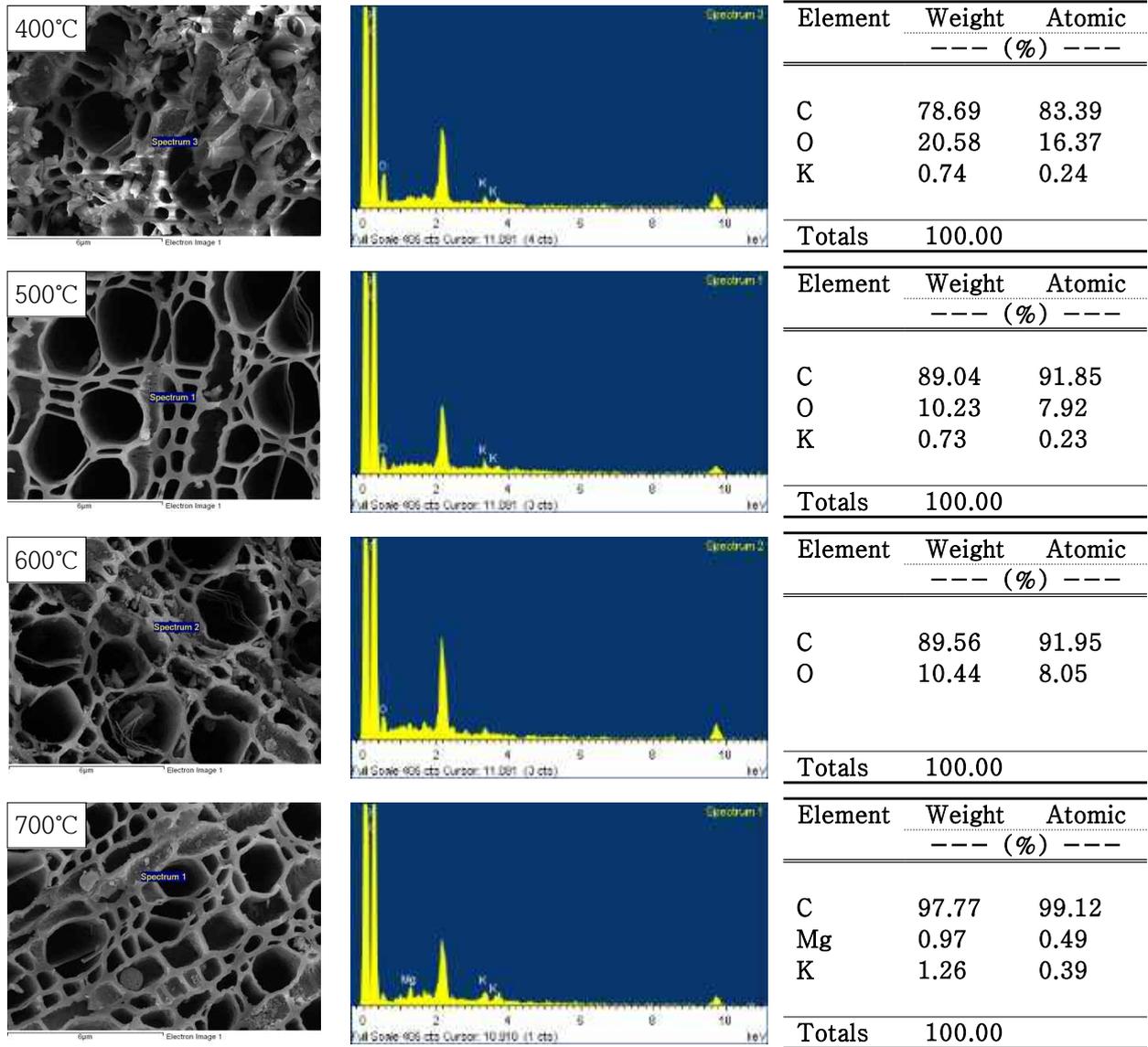


Fig. 3-397. 금목서 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

㊦ FT-IR

IR spectrum을 이용하여 온도별 (400, 500 및 600°C)로 열분해된 금목서 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-398에서 보는 바와 같다. 금목서 biochar에서의 열분해 온도별 작용기는 콩대 및 편백나무와 비슷한 경향으로 597 cm^{-1} 에서 bromide, iodide의 C-X기를 나타내었고, 783 cm^{-1} 에서 방향족 C-H를 나타내었다.

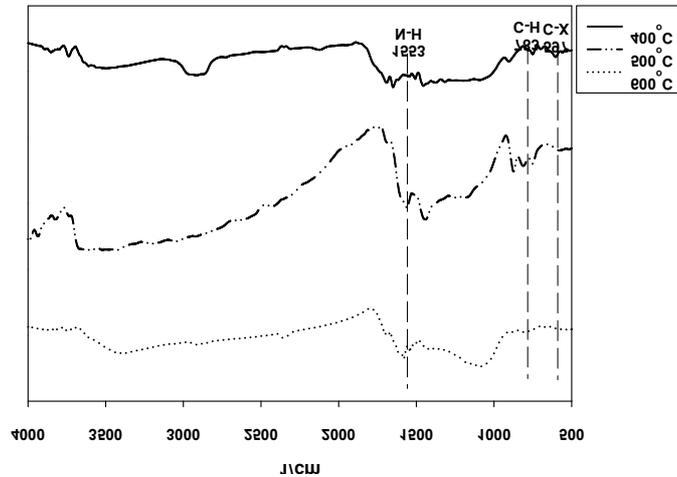


Fig. 3-398. 열분해 온도별 금목서 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH의 특성은 Fig. 3-399에서 보는 바와 같다. 열분해 시간에 상관없이 온도가 증가할수록 금목서 biochar의 pH가 증가하는 경향이였다. 금목서 biochar의 pH의 변화는 4시간 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 열분해한 경우 각각 9.05, 9.38, 9.50 및 10.11이었으며, 5시간 400, 500, 600 및 700°C 조건에서 열분해하였을 경우 각각 9.79, 9.97, 10.01 및 10.64으로 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 열분해된 금목서 biochar의 pH가 약간 더 높았다.

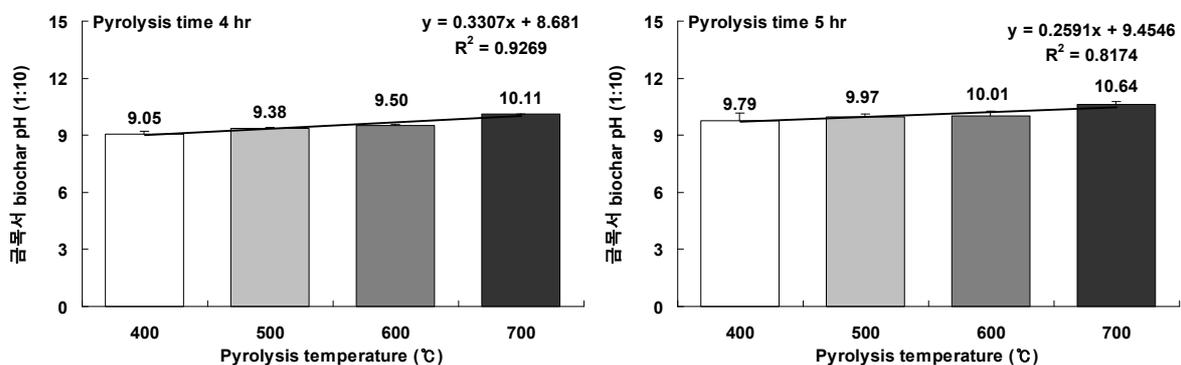


Fig. 3-399. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성은 Fig. 3-400에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 온도가 증가할수록 금목서 biochar의 EC가 증가하는 경향이였다. 4시간 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 열분해된 금목서 biochar의 EC는 4.30~9.60 dS m⁻¹ 범위였으며, 700℃ (9.60 dS m⁻¹) > 600℃ (9.24 dS m⁻¹) > 500℃ (4.79 dS m⁻¹) > 400℃ (4.30 dS m⁻¹) 순으로 높았고, 5시간 동안 열분해한 금목서 biochar의 EC는 400, 500, 600 및 700℃에서 각각 4.20, 5.57, 8.93 및 9.37 dS m⁻¹이었다. 4시간 및 5시간 열분해 조건에서 동일하게 열분해 온도가 500℃에서 600℃로 증가할 때 EC가 제일 높게 증가하였다.

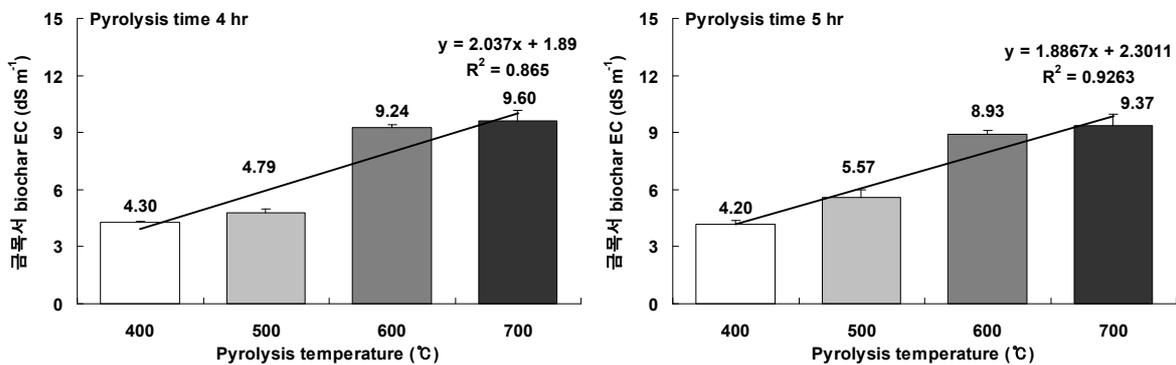


Fig. 3-400. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉟ T-N

금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성은 Fig. 3-401에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 조건에서 열분해하여 제조된 금목서 biochar의 T-N 함량은 열분해 400℃ 조건에서 각각 1.79 및 1.63%이었으며, 열분해 500℃ 이상 조건에서 T-N의 함량이 급격히 감소하는 경향으로 열분해 700℃ 조건에서 각각 0.26% 및 0.24%으로 가장 낮은 T-N 함량을 나타내었다.

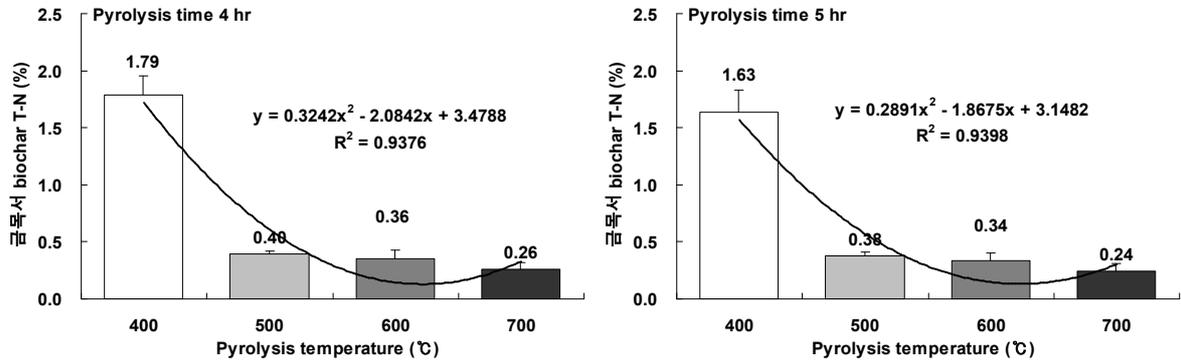


Fig. 3-401. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㉔ T-P

금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성은 Fig. 3-402에서 보는 바와 같다. 4시간 동안 열분해된 금목서 biochar T-P의 경우 700°C에서 0.93%으로 가장 높았으며, 5시간 동안 열분해한 금목서 biochar의 T-P는 400°C에서 0.59%, 500°C에서 0.82%, 600°C에서 0.88% 및 700°C에서 0.94%으로 열분해 온도에 biochar의 T-P 함량이 증가하는 경향이였다.

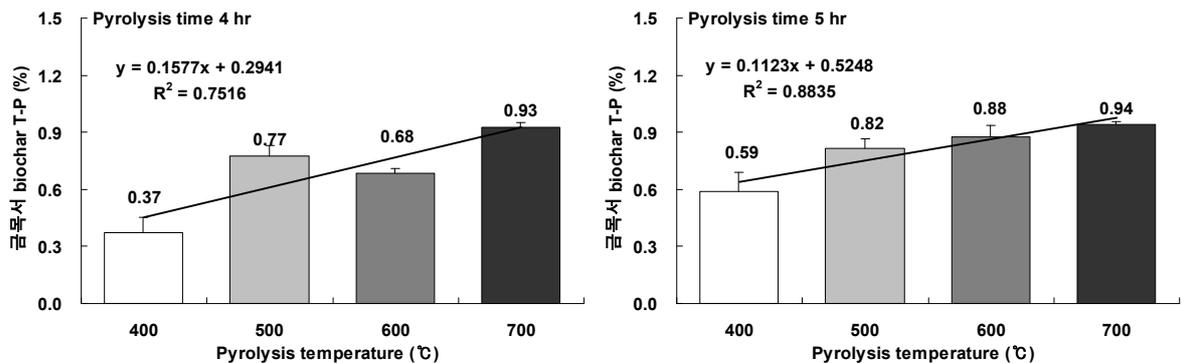


Fig. 3-402. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㉕ K₂O

금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성은 Fig. 3-403에서 보는 바와 같다. 4시간 500°C 조건에서 열분해된 금목서 biochar의 K₂O함량이 가장 낮았다. 5시간 동안 열분해한 금목서 biochar의 K₂O함량은 열분해 온도가 올라감에 따라 약간씩 증가하는 경향이였으며, 700°C (0.84%) > 600°C (0.80%) > 500 (0.76%) > 400°C (0.70%) 순으로 높았다.

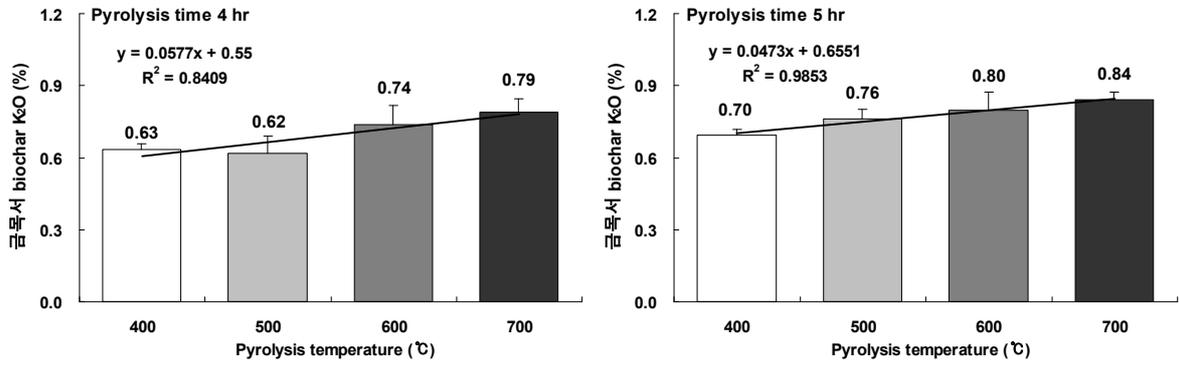


Fig. 3-403. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

⊕ CaO

금목서 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 CaO의 특성은 Fig. 3-404에서 보는 바와 같다. 열분해 시간에 상관없이 온도가 증가함에 따라 금목서 biochar의 CaO 함량도 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해한 금목서 biochar의 CaO 함량은 2.64~3.33% 범위이었고, 평균 2.99%이었으며, 5시간 동안 열분해된 금목서 biochar의 CaO 함량의 경우 2.81~3.42% 범위로 평균 3.10%으로 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 열분해 하였을때 금목서 biochar의 CaO 함량이 더 높았다.

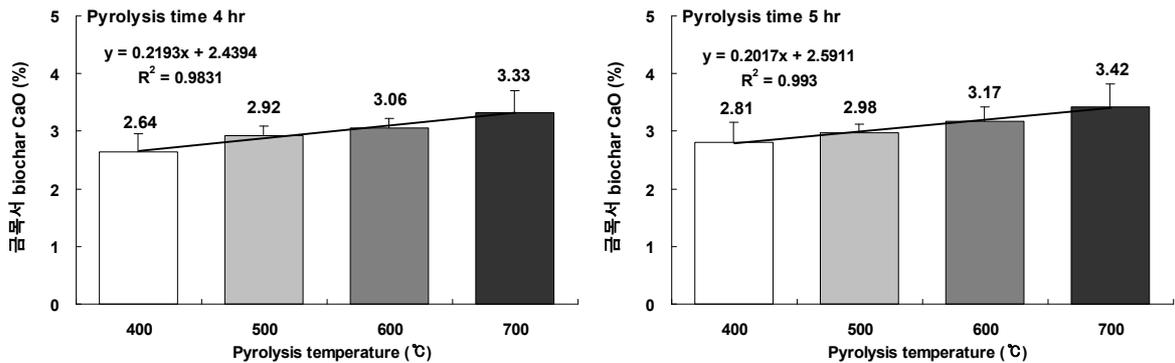


Fig. 3-404. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

⊗ MgO

금목서 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 MgO의 특성은 Fig. 3-405에서 보는 바와 같다. 4시간 동안 열분해된 금목서 biochar의 MgO 함량은 열분해 온도에 따라 증가하다가 600 °C에서 0.42%으로 가장 높았으며, 700 °C에서 0.41%으로 약간 감소하였다. 5시간 조건에서 금

목서 biochar 열분해시 MgO의 함량의 경우 4시간 조건과 유사한 경향으로 600℃에서 0.44%으로 가장 높았으며, 700℃에서 0.43%으로 약간 감소하였다.

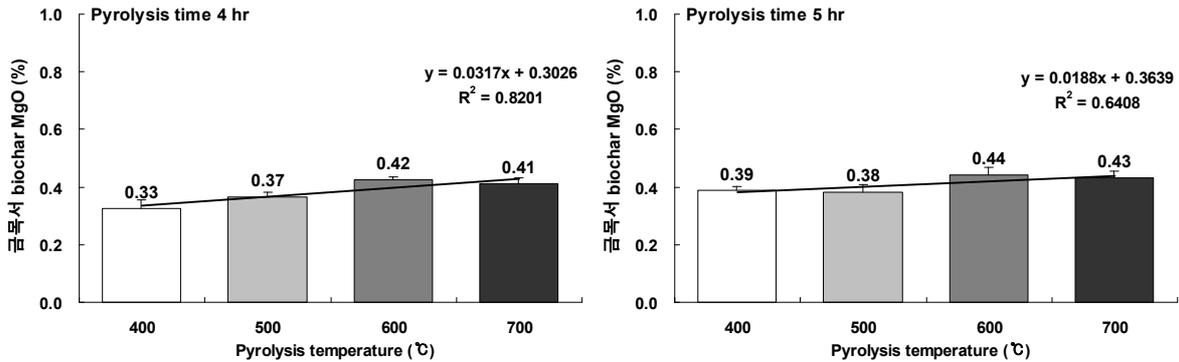


Fig. 3-405. 금목서 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

◎ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 금목서 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 4시간이었고, 열분해 온도는 600℃이었다.

(라) 대나무

① 최적 열분해 시간

최적 열분해 시간을 구명하기 위하여 열분해 시간별 대나무 biochar의 수율은 400℃ 조건에서 실시하였으며, 결과는 Fig. 3-406에서 보는 바와 같다. 4시간 조건에서의 수율은 42.1%이었고, 5시간 조건에서의 수율은 40.1%로 4시간 조건에서의 수율이 더 높았다. 따라서 최적 열분해 시간은 4시간이었다.

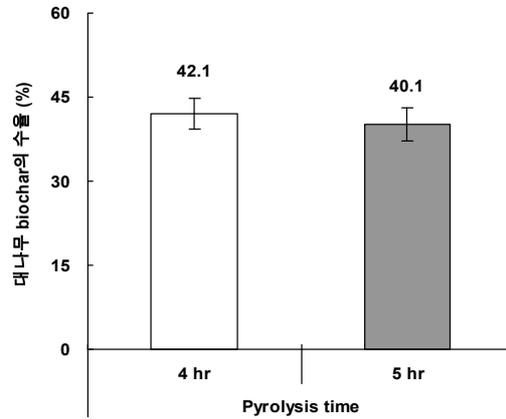


Fig. 3-406. 열분해 시간별 대나무 biochar의 수율 비교.

② 최적 열분해 온도

최적 열분해 온도를 구명하기 위해 4시간 조건에서 열분해 온도에 따라 대나무 biochar의 수율을 조사한 결과는 Fig. 3-407과 같다. 대나무 biochar의 수율은 400°C 조건에서 42.1%, 500°C 조건에서 31.5%, 600°C 조건에서 28.8% 및 700°C 조건에서 27.2%로 열분해 온도가 높아질수록 biochar의 수율은 낮아졌다. 따라서 최적 열분해 온도는 400°C이었다.

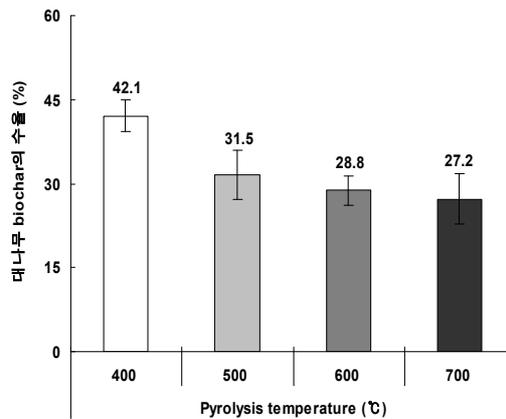


Fig. 3-407. 열분해 온도별 대나무 biochar의 수율 비교.

③ 물리적 특성

㉠ SEM

대나무 biochar의 열분해 온도별 전자현미경 관찰 (SEM)을 조사한 결과는 Fig. 3-408에서 보는 바와 같다. SEM 관찰은 biochar를 절단하여 단면전체 (25배)를 관찰한 뒤 단면부위 (200

배 및 400배)를 조사하였다. 단면전체를 관찰한 경우, 전반적으로 본래의 형태를 유지하고 있었으며 열분해 온도가 상승함에 따라 균열이 생긴 것이 발견되었다. 단면부위를 200배 확대한 결과, 비교적 커다란 크기의 구멍들을 중심으로 작은 구멍들이 주변에 분포하고 있었다. 단면부위를 400배 확대한 경우도 단면부위를 200배 확대한 결과와 유사한 경향이였다.

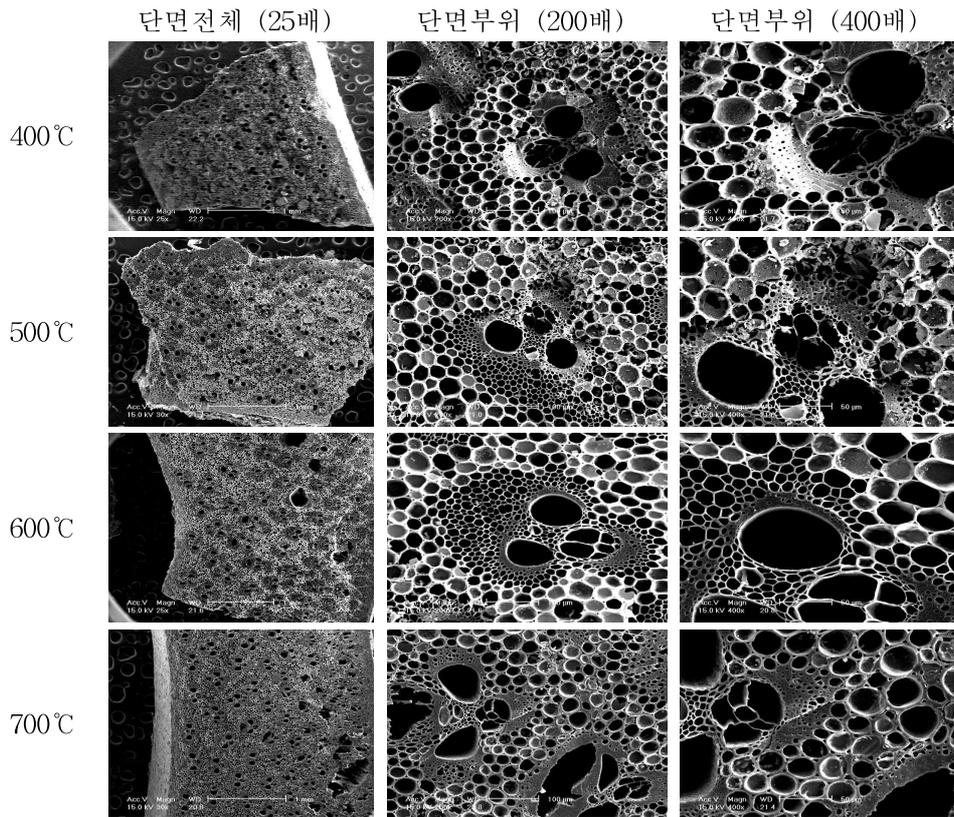


Fig. 3-408. 대나무 biochar의 열분해 온도별 및 부위별 전자현미경 관찰 (SEM).

㉞ EDS

대나무 biochar의 단면 구성성분비를 400, 500 및 600 °C 조건에서 조사한 결과는 Fig. 3-409에서 보는 바와 같다. 검출된 구성 성분은 C, O 및 K 등 이었으며, 열분해 온도가 증가함에 따라 O가 검출되지 않았다가 600 °C에서 다시 검출되었다. C 성분비가 다른 성분비에 비해 가장 많았으며, 고춧대 biochar의 C 성분비는 제조 온도에 상관없이 무게량이 54.65~89.82% 범위이었고, 원자량은 79.69~92.78% 범위이었다. 모든 열분해 온도별 조건들 중에서, 열분해 50 °C 조건의 C 무게량과 원자량이 각각 54.65% 및 79.69%로 가장 낮았다.

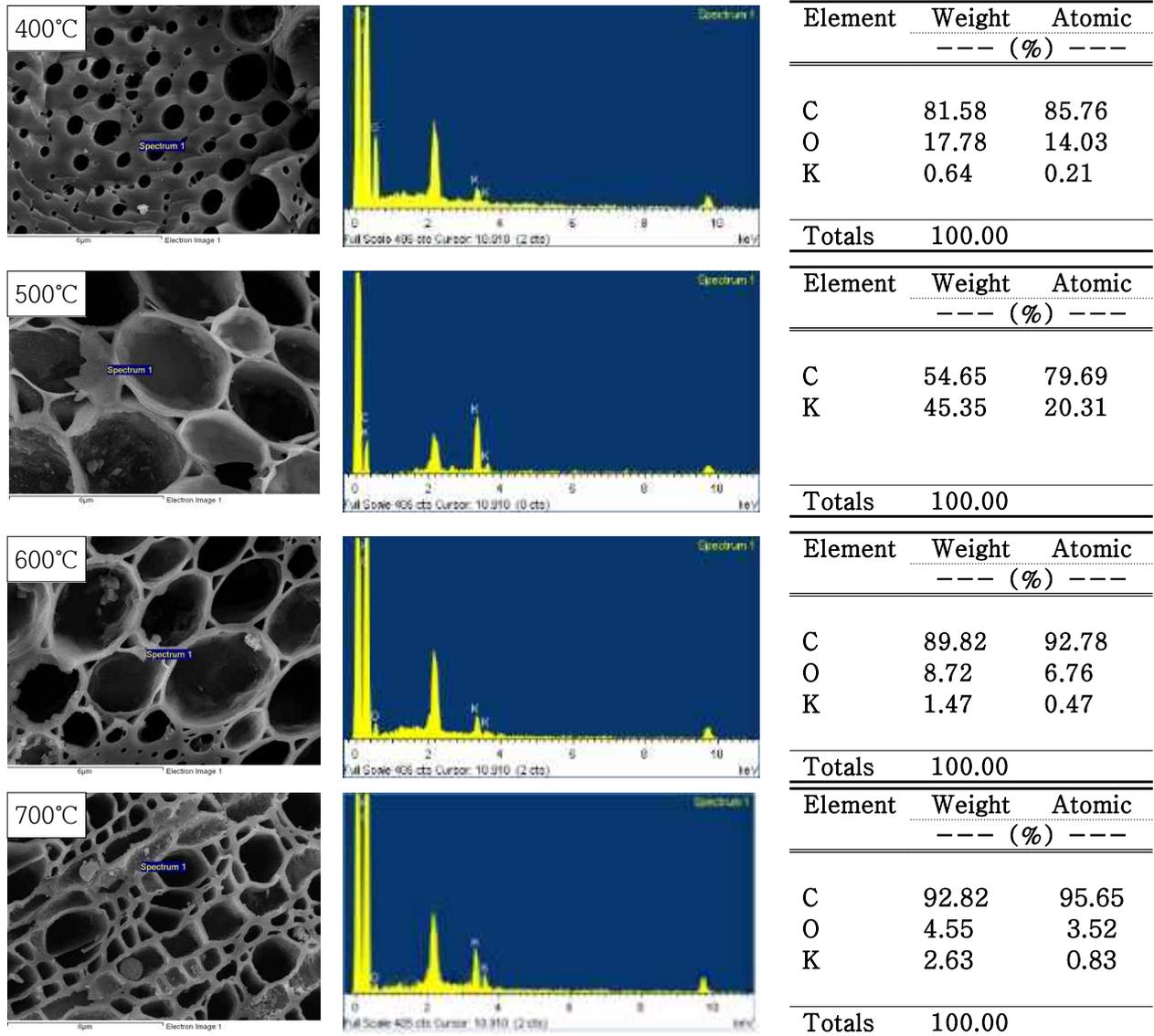


Fig. 3-409. 대나무 biochar의 열분해 온도별 EDS 특성.

⊕ FT-IR

IR spectrum을 이용하여 온도별 (400, 500, 600 및 700°C)로 열분해된 대나무 biochar의 작용기를 분석한 결과는 Fig. 3-410에서 보는 바와 같다. 대나무에서는 790 cm^{-1} 흡수대에서 방향족 C-H기를 나타내었으며, 이것은 고춧대, 콩대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 금목서와 비슷한 경향이였다. 1,114 cm^{-1} 흡수대에서는 지방족 C-O stretching과 alcohol C-O stretching (Bae and Koh, 2011)이 나타났으며, 3,631 cm^{-1} 에서 alcohols 및 phenols O-H 결합을 모든 온도 조건에서 확인하였다.

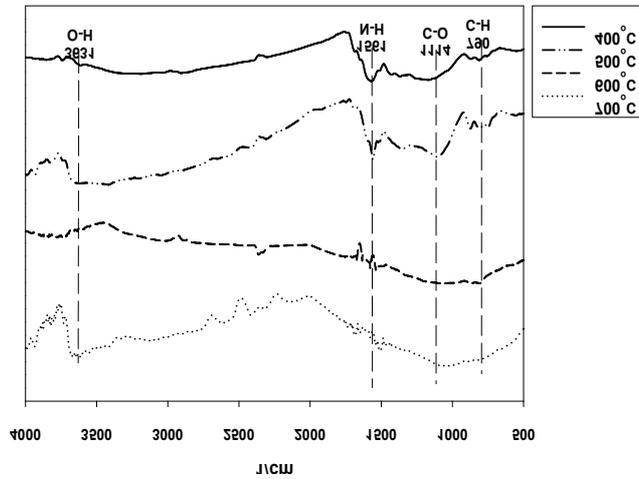


Fig. 3-410. 열분해 온도별 대나무 biochar의 FR-IR 스펙트럼.

④ 화학적 특성

㉠ pH

대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성은 Fig. 3-411에서 보는 바와 같다. 열분해 시간에 상관없이 온도가 올라감에 따라 대나무 biochar의 pH는 약간씩 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해한 대나무 biochar pH는 400, 500, 600 및 700°C에서 각각 9.71, 9.78, 10.14, 10.28 이였고, 5시간 동안 열분해된 대나무 biochar의 pH의 경우 400°C에서 10.33, 500°C에서 10.47, 600°C에서 10.63 및 700°C에서 11.03 이였다.

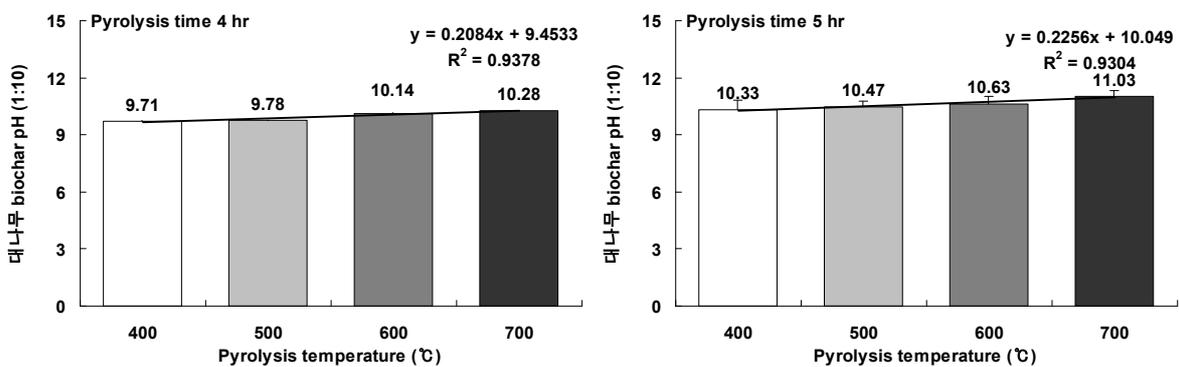


Fig. 3-411. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 pH 특성.

㉞ EC

대나무 biochar의 열분해 시간 및 온도에 따른 EC의 특성은 Fig. 3-412와 같이 열분해 조건에 상관없이 온도가 높아짐에 따라 EC가 증가하는 경향이였다. 4시간 및 5시간 동안 열분해한 대나무 biochar EC의 경우 500℃~700℃에서 각각 28.03~33.00 및 27.01~31.13 dS m⁻¹ 범위였으며, 열분해 온도가 높아짐에 따라 약간씩 증가하는 경향이었고, 400℃에서의 대나무 biochar의 EC의 경우 각각 14.57 및 13.81 dS m⁻¹으로 가장 낮았다.

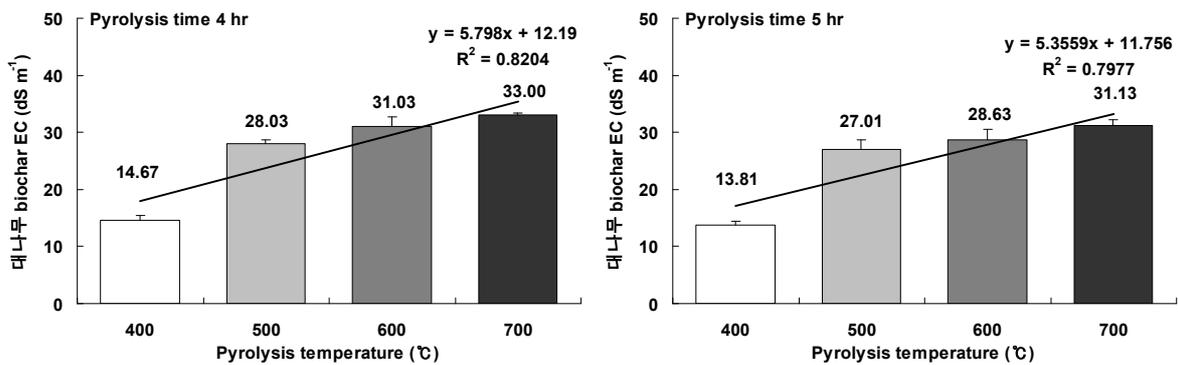


Fig. 3-412. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 EC 특성.

㉞ T-N

대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성은 Fig. 3-413에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 조건에서 열분해하여 제조된 대나무 biochar의 T-N 함량은 열분해 400℃ 조건에서 각각 1.28 및 1.20%이었으며, 열분해 500℃ 이상 조건에서 T-N 함량이 급격히 감소하는 경향으로 열분해 700℃ 조건에서 각각 0.15% 및 0.20%으로 낮은 T-N 함량을 나타내었다.

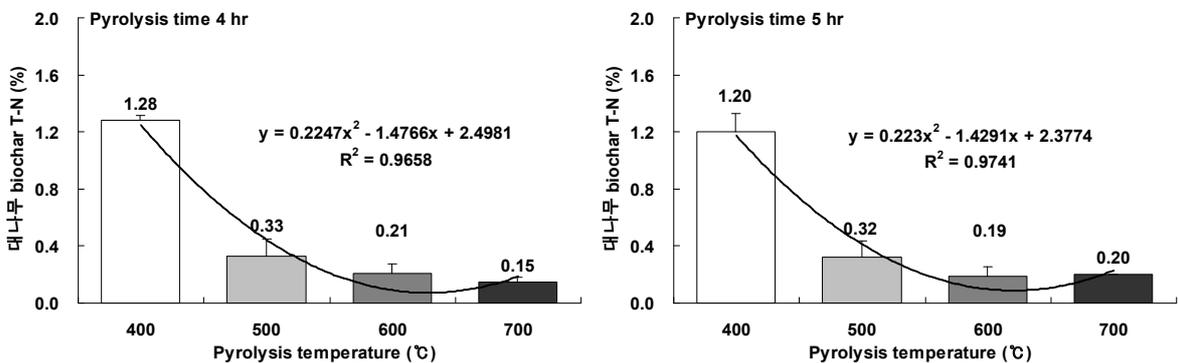


Fig. 3-413. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-N 특성.

㉞ T-P

대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성은 Fig. 3-414에서 보는 바와 같다. 4시간 및 5시간 대나무 biochar의 T-P의 경우 500℃에서 각각 0.70 및 0.74%으로 가장 낮았다. 4시간 동안 열분해된 대나무 biochar의 T-P 함량은 0.70~1.08% 범위였으며, 700℃ (1.08%) > 600℃ (0.80%) > 400℃ (0.72%) > 500℃ (0.70%) 순으로 높았다. 5시간 동안 열분해한 대나무 biochar의 T-P 함량의 경우 0.74~1.14% 범위였고, 400, 500, 600 및 700℃ 조건에서 각각 0.76, 0.74, 0.85 및 1.14%이었으며, 4시간 조건보다 5시간 조건에서 열분해하였을 때 대나무 biochar의 T-P 함량이 더 높았다.

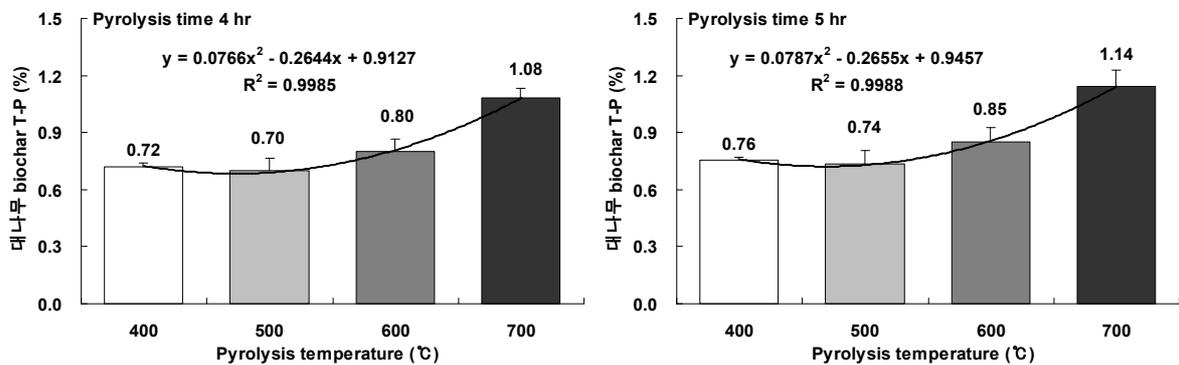


Fig. 3-414. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 T-P 특성.

㉟ K₂O

대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성은 Fig. 3-415에서 보는 바와 같이 열분해 시간에 상관없이 500℃에서 각각 1.93 및 2.00%로 가장 낮았다. 4시간 조건에서 열분해된 대나무 biochar의 K₂O 함량은 2.72~1.93% 범위였으며, 700℃ (2.72%) > 600℃ (2.40%) > 400℃ (1.98%) > 500℃ (1.93%) 순으로 높았다. 대나무 biochar를 5시간 동안 열분해 하였을 때 K₂O 함량의 경우는 700℃ (2.79%) > 600℃ (2.48%) > 400℃ (2.01%) ≒ 500℃ (2.00%) 순으로 높았으며, 4시간 조건에 비해 5시간 조건에서 열분해한 대나무 biochar의 K₂O 함량이 더 높았다.

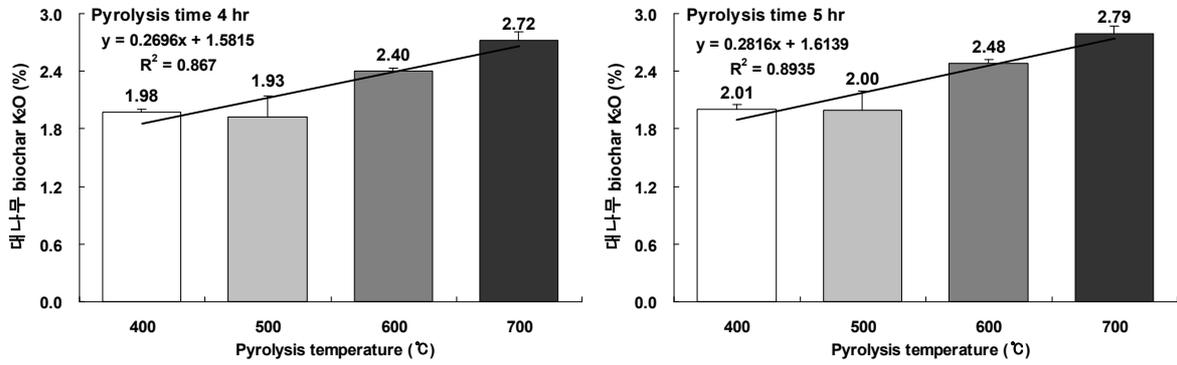


Fig. 3-415. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 K₂O 특성.

⊕ CaO

대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성은 Fig. 3-416에서 보는 바와 같이 4시간 조건에서 열분해 하였을 때 열분해 온도가 증가함에 따라 대나무 biochar의 CaO 함량도 증가하는 경향이였다. 4시간 동안 열분해한 대나무 biochar의 CaO의 함량의 경우는 400°C에서 0.06%, 500°C에서 0.07%, 600°C에서 0.08% 및 700°C에서 0.10%이었다. 5시간 동안 열분해된 대나무 biochar의 경우 500°C에서 0.08%로 가장 낮았으며, 700°C (0.10%) > 600°C (0.09%) > 400°C (0.08) ≥ 500°C (0.08%) 순으로 높았다.

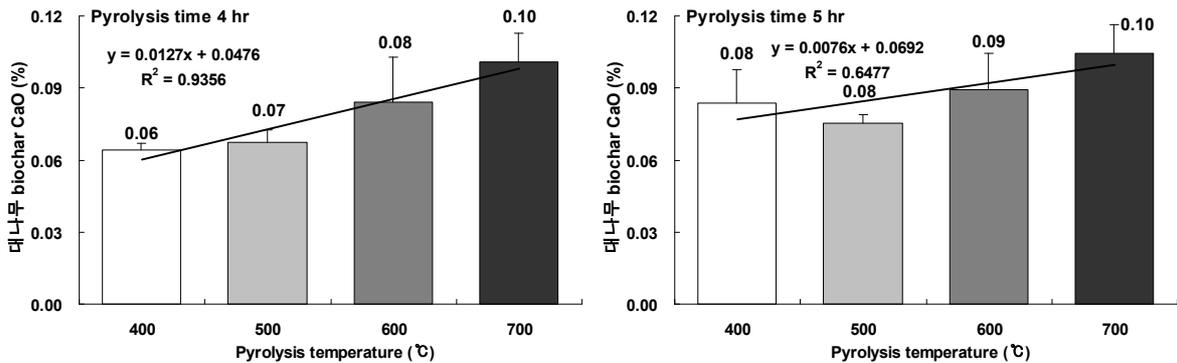


Fig. 3-416. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 CaO 특성.

⊗ MgO

대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO의 특성은 Fig. 3-417에서 보는 바와 같다. 제조 시간에 상관없이 대나무 biochar의 열분해 온도별 MgO의 함량의 경우 400, 500, 600°C에서 각각 0.16~0.18% 범위로 열분해 온도별 함량변화의 차이는 미비하였으나 700°C에서 각각 0.23

및 0.26%으로 약간 증가하였다.

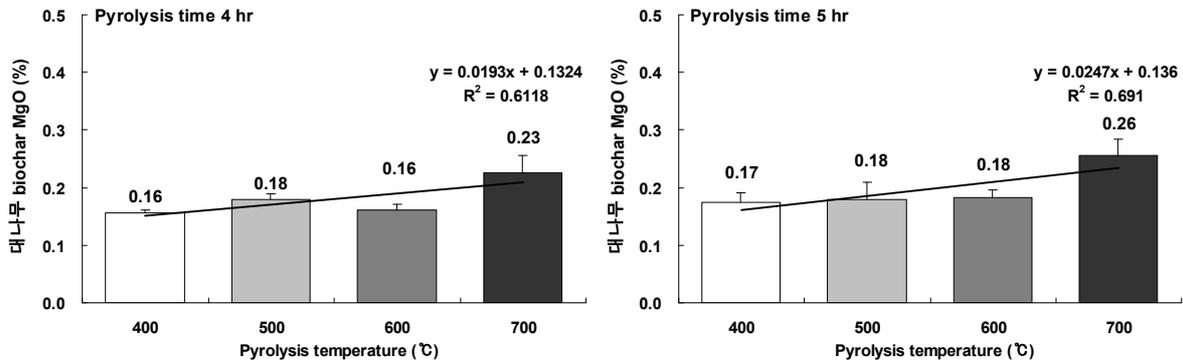


Fig. 3-417. 대나무 biochar의 열분해 온도 및 시간별 MgO 특성.

◎ 최적인자 결정

열분해 시간별 수율, 온도별 수율, 물리적 특성 (SEM, EDS 및 FT-IR), 화학적 특성 (pH, EC, T-N, T-P, K₂O, CaO 및 MgO) 및 조건별 biochar 생산량을 모두 고려하여 대나무 biochar 열분해의 최적인자를 조사한 결과 열분해 시간은 4시간이었고, 열분해 온도는 500°C이었다.

나. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 개발 및 실용화

1) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가

가) 농림 부산물을 활용한 기능성 biochar 제조장치 설계, 제작 및 시운전

(1) 기능성 biochar 제조장치 설계

농업용 기능성 biochar를 제조장치의 설계도면 및 3D 모형도는 Fig. 3-418와 같이 직경 53.1 cm 및 높이 66.5 cm의 상부덮개와 직경 59.7 cm 및 높이 69.8 cm의 외부 스틸커버, 직경 53.1 cm 및 높이 66.5 cm 내부용기 및 수분과 질소가스를 투입할 수 있는 투입관을 설계하였다.

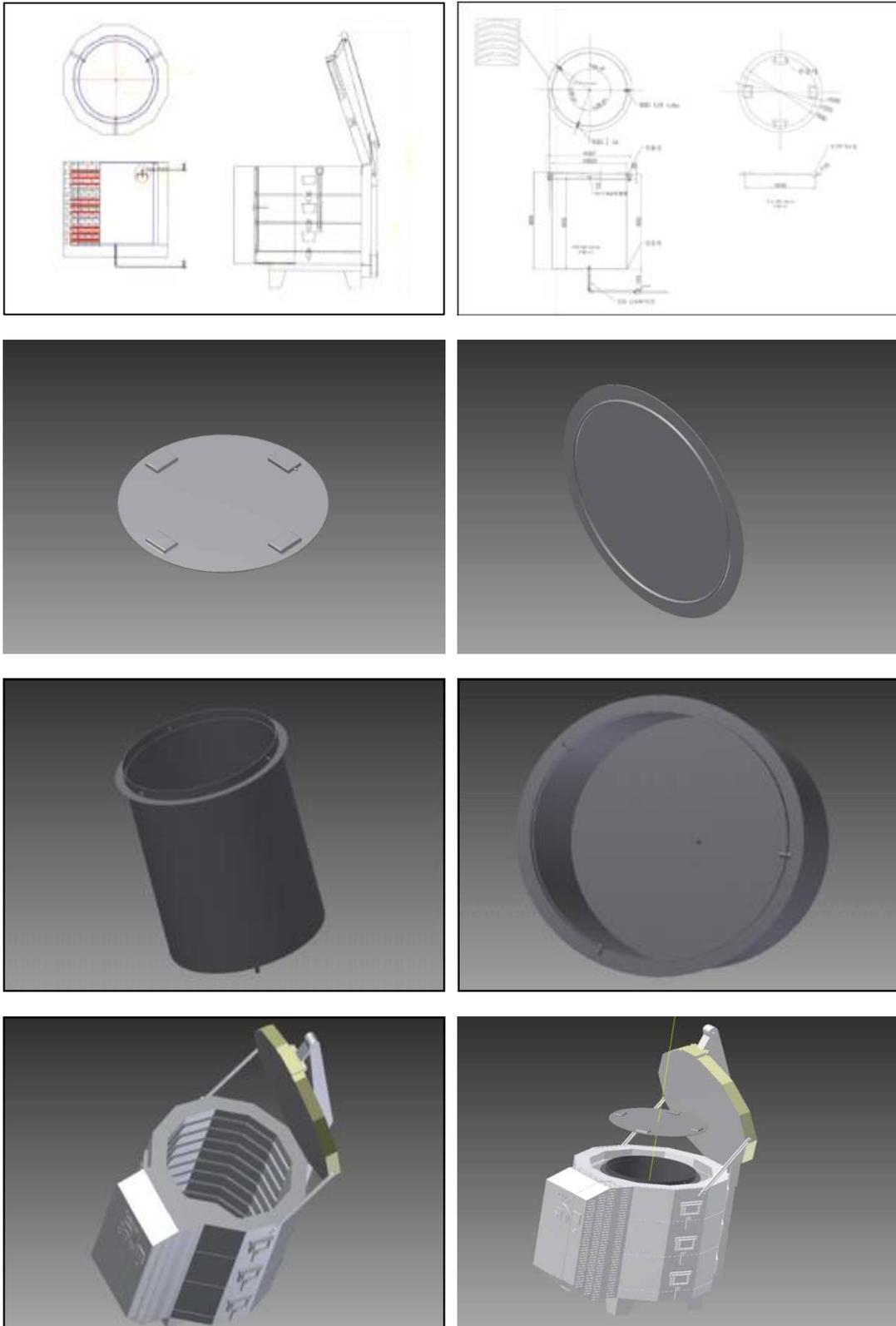


Fig. 3-418. 기능성 biochar 제조장치 설계도면 및 3D 모형도.

(2) 기능성 biochar 제조장치 제작

(가) 상부 덮개

기능성 biochar 제조장치의 상부 덮개는 Fig. 3-419에서 보는 바와 같이 덮개 상단부분에 내화벽돌을 이용하여 제작하였고, 외부는 스테인레스로 이루어졌으며, 개폐의 용이함을 위해 손잡이를 부착하였다.



Fig. 3-419. 기능성 biochar 상부 덮개 전경.

(나) 하부 용기

기능성 biochar 제작을 위한 하부 용기에는 내화벽돌을 이용하여 제작한 후 열선을 설치하였고, 철사를 이용하여 열선을 고정시켰으며, 설치된 열선을 점검하였다. 이후에 내화벽돌로 제작된 장치 내부에 süss 재질로 제작한 용기를 삽입하였으며, 외부를 스테인레스로 마감처리하였다. 또한, 내부조를 혐기성 조건을 유지하기 위해 N_2 가스가 장치내부로 주입될 수 있도록 제작하였고, biochar의 활성을 높이기 위해 수분조절장치를 설치하였으며, 온도센서를 내부와 연결하여 외부에서도 온도를 확인할 수 있게 하였다 (Fig. 3-420~3-421).

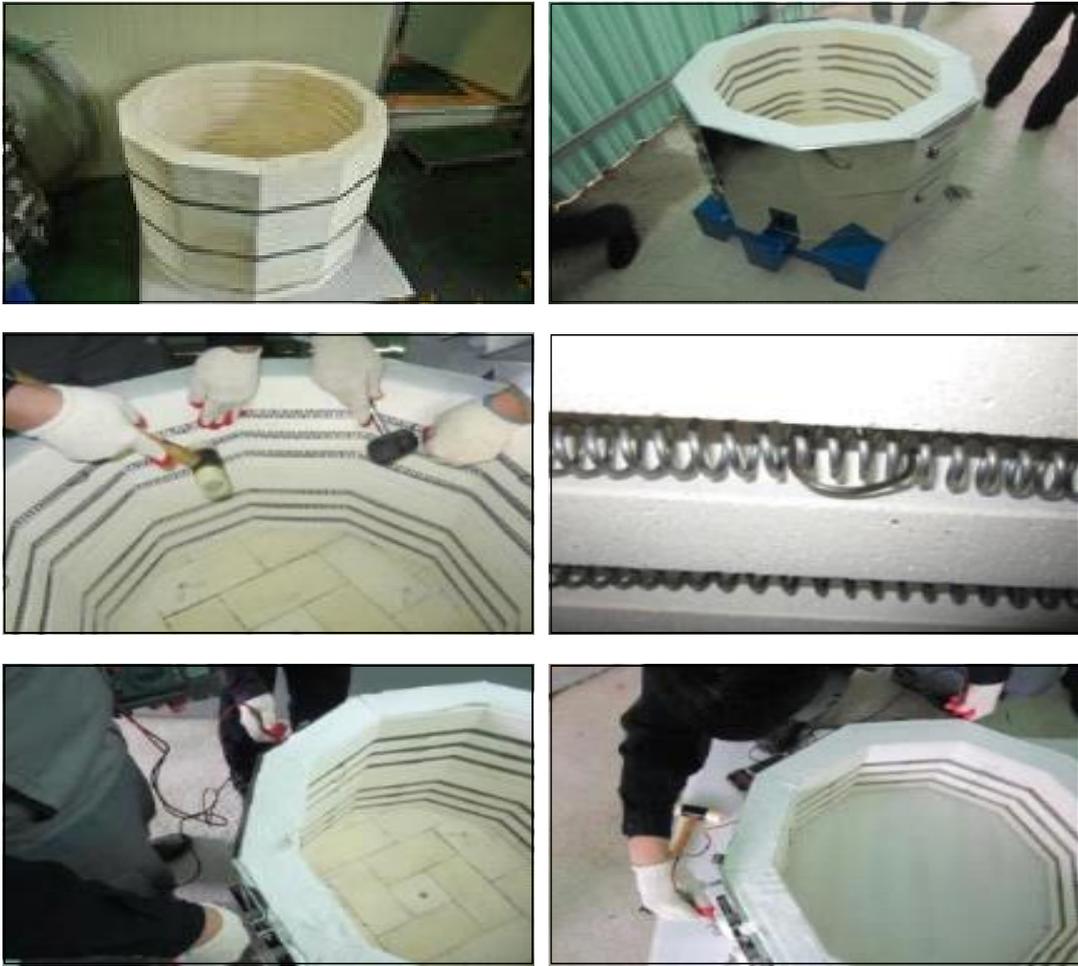


Fig. 3-420. 내화벽돌을 이용하여 제작한 하부 용기내 설치된 열선 고정 및 점검.



Fig. 3-421. Suss을 이용하여 제작한 내부 용기 삽입 및 질소가스 투입구 설치.

(다) 외부 컨트롤러

Biochar 제작을 위한 외부 컨트롤러는 전기 플러그를 설치한 후 biochar 제조장치와 연결하였으며, 점검을 실시하였다. 외부 컨트롤러는 biochar 제조시간 및 제조온도를 사용자가 임의로 조절할 수 있게 제작하였다. 본 시험에서는 열분해 온도를 3시간에 걸쳐 400℃에 도달할 수 있도록 하여 1분에 약 2.22℃의 온도가 상승할 수 있게 하였으며, 3시간 이후에 약 1시간에 걸쳐 상승한 온도를 유지되게 하였다 (Fig. 3-422).



Fig. 3-422. 외부 컨트롤러 연결 및 안전판 설치.

(3) 시운전 및 최적조건 구명

기능성 biochar 제조장치의 시운전을 통해 biochar의 효율적인 생산을 위한 최적조건을 구명한 결과는 Fig. 3-423~3-424에서 보는 바와 같다. 농립 부산물을 장치내에 투입한 후 외부컨트롤러에서 열분해 시간은 4시간으로 동일하게 설정하였고, 열분해 온도는 300℃ 및 400℃를 입력하여 2번에 걸쳐 제조하였다. 열분해 온도를 300℃로 설정하여 제조한 농립 부산물 biochar는 불안정하게 (brown char) 제조가 되었으나, 열분해 온도가 400℃인 경우에는 biochar로 제조가 되었다. 이상의 결과를 바탕으로 농립 부산물 기능성 biochar를 제조하기 위한 최적조건은 열분해 시간은 4시간이었으며, 열분해 온도는 400℃이었다.



Fig. 3-423. 기능성 biochar 제조장치 시운전 전경.

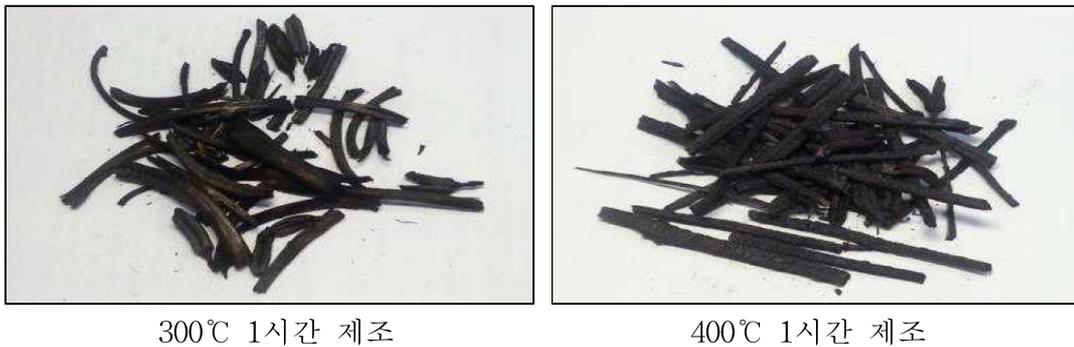


Fig. 3-424. 기능성 biochar의 열분해 온도별 제조.

나) 농림 부산물의 biochar 생산기술 확립 및 효율성 평가

농림 부산물 기능성 biochar 생산방법에 따른 효율성을 평가한 결과는 Table 3-51에서 보는 바와 같이 3종류의 biochar 제조장치를 비교하였다.

본 연구진이 개발한 기능성 biochar 제조장치로 1회 운영시 농림 부산물을 1.2 kg을 투입하여 34.5~36.2% 범위의 생산수율을 나타내는 반면 나머지 장치의 1회에 운영시에 투입된 농림 부산물을 각각 0.5 및 0.1 kg이었으며, 조사된 생산수율은 각각 13.3~13.8% 및 31.7~33.5% 범위로 소규모의 biochar가 생산되었다. 개발한 biochar 제조장치를 이용하여 제조된 기능성 biochar의 비료학적 가치를 평가해본 결과 N, P 및 K의 함량이 각각 0.46~1.71, 0.02~0.30 및 0.40~5.67% 범위로 다른 장치에서 제작된 biochar에 비해 우수하였다. 또한 개발된 기능성 biochar 제조장치는 다른 장치와는 다르게 운영시에 N₂ 가스를 지속적으로 주입할 수 있는 장치를 설치하여 biochar 제조시에 다른 장치에 비해 ash의 발생량이 적었다. 이상의 결과를 종합한 결과 본 연구진이 개발한 biochar 기능성 제조장치가 다른 제조장치에 비해 biochar의 생산기술의 확립과 효율성 측면에서 가장 우수한 것으로 평가되었다.

Table 3-51. 기능성 bioahcr 생산방법에 따른 효율성 평가

				
장치의 제원	직경: 23 cm 높이: 50 cm 용적: 3,611 cm ³	가로: 12.5 cm 세로: 24 cm 높이: 9.5 cm 용적: 2,850 cm ³	직경: 53.1 cm 높이: 66.5 cm 용적: 11,117 cm ³	
열분해 방법	화목 연료	전기	전기	
열분해 온도	700~1,500℃	200~900℃	200~1,300℃	
1회 운영시 농립 부산물 투입량	0.5~2 kg	0.2~0.5 kg	3~7 kg	
Biochar 생산량	13.3~13.8%	31.7~33.5%	34.5~36.2%	
제조된 biochar의 비료학적 가치	N: 0.42~1.54% P: 0.05~0.28% K: 0.33~3.72%	N: 0.35~1.68% P: 0.03~0.26% K: 0.41~4.72%	N: 0.46~1.71% P: 0.02~0.30% K: 0.40~5.67%	

2) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 개발

가) 농립 부산물 활용 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 제형화 방안 검토

농립 부산물 biochar를 이용한 입상형 토양개량제의 제조는 Fig. 3-425와 같이 농업 및 임업 부산물을 열분해 과정을 거쳐 제조되었다. 제조된 농업 부산물 biochar는 표면의 경도가 약해 쉽게 부서졌으며, 임업 부산물로 제조된 biochar의 경우에는 부산물이 목질로 이루어져 있어 제조 후에도 원형 형태로의 보존력이 좋았으며, 농업부산물 biochar에 비해 쉽게 부서지지 않았다.



Fig. 3-425. Biochar 입상형 토양개량제 제조를 위한 참깨대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무의 열분해 과정.

팬 과립장치와 압출장치를 이용하여 biochar의 제형화를 수행한 결과는 Fig. 3-426과 같이 제조된 biochar와 성형 보조제와의 결합력은 좋았으나, 일정한 크기나 형태로의 성형이 이루어지지 않았다. 압출장치를 사용한 경우에는 biochar와 성형 보조제를 결합한 후 장치 내에 투입하여 안정적인 생산이 가능하였다. 따라서 biochar 입상형 토양개량제 개발을 위한 장치는 압출장치를 이용하여 전처리 조건을 도출하였으며, 사용된 압출장치는 Fig. 3-427와 같다.



Fig. 3-426. 팬 과립장치를 이용하여 제작한 입상형 토양개량제.



Fig. 3-427. 입상형 토양개량제 제조를 위한 압출장치.

나) 농림 부산물 활용 농업용 biochar의 기능성 입상형 토양개량제 제조 최적 전처리 조건 도출

(1) 농림 부산물 biochar의 분쇄 과정

제조된 농림 부산물 biochar를 이용하여 입상형 토양개량제를 제조하기 위한 농업 부산물 biochar의 분쇄 과정은 Fig. 3-428에서 보는 것과 같고, 임업 부산물 biochar의 분쇄 과정은 Fig. 3-429과 같다. 농업 부산물인 참깨대 및 사과나무 전정지 biochar의 분쇄는 제작된 biochar를 막자사발을 이용하여 분말화하였다. 임업 부산물인 편백나무 및 대나무 biochar의 경우에는 biochar의 강도 및 경도가 높아서 농업 부산물과는 달리 분쇄장치를 이용하여 분말상태로 만들었다.



Fig. 3-428. 농업 부산물 biochar의 분쇄 과정.

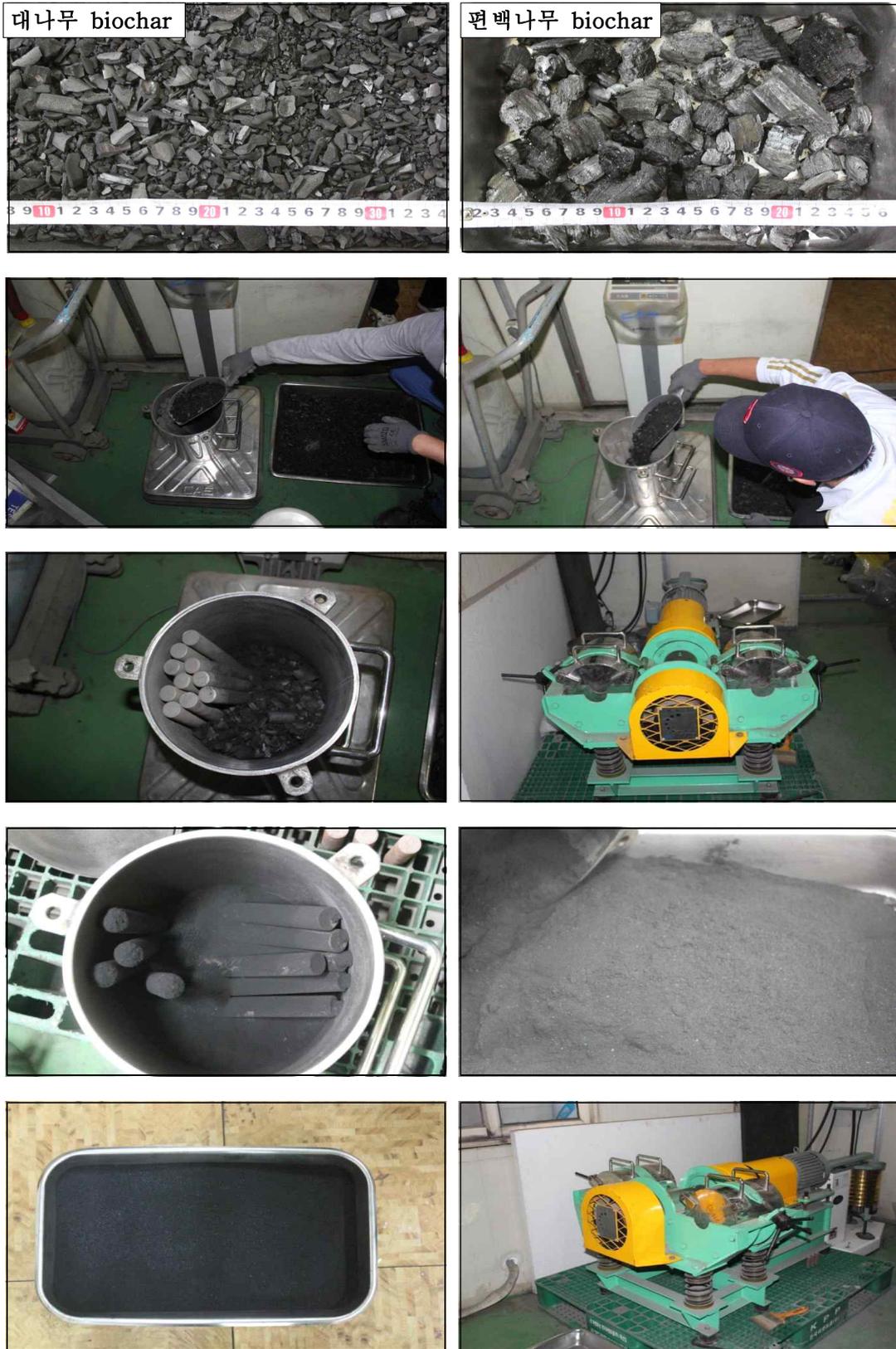


Fig. 3-429. 임업 부산물 biochar의 분쇄 과정 및 분쇄장치 전경.

(2) 농림 부산물 biochar 기능성 입상형 토양개량제 제조를 위한 성형 보조제의 종류 및 최적 성형 보조제 선정

농림 부산물 biochar 기능성 토양개량제를 제조하기 위한 성형 보조제의 종류는 Fig. 3-430과 같이 리그닌, 당밀, CMS 및 물유리를 이용하였다. 제조된 biochar에 4종류의 성형 보조제를 투입한 결과 성형 보조제의 종류에 상관없이 biochar의 결합력이 우수하여 입상형 토양개량제 제조에 적합하였다. 하지만 성형 보조제의 경제성 측면에서는 CMS 성형 보조제가 리그닌, 당밀, 물유리에 비해 경제성이 우수하여 최종적으로 CMS 성형 보조제를 이용하여 biochar 기능성 토양개량제를 제조하여 본 실험에 사용하였다.

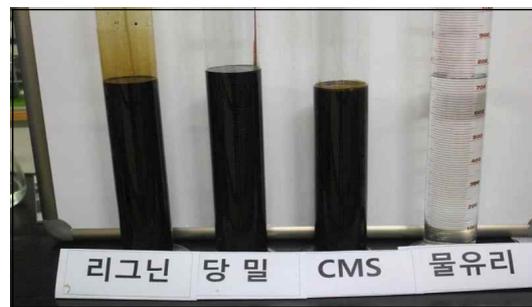


Fig. 3-430. 농림 부산물 biochar 기능성 토양개량제를 제조하기 위한 성형 보조제의 종류.

(3) 농림 부산물 biochar 기능성 입상형 토양개량제 제조

농림 부산물 biochar를 이용하여 입상형 토양개량제를 제조하기 위한 장치는 Fig. 3-431과 같고, 제작전경은 Fig. 3-432에서 보는 것과 같다. 농림 부산물 biochar를 분쇄한 후 성형 보조제를 첨가하여 결합시킨 후 압출 장치를 이용하여 제조하였다.



Fig. 3-431. 농림 부산물 biochar와 성형 보조제 결합 장치 및 제조장치.



농업 부산물 biochar 토양개량제



임업 부산물 biochar 토양개량제

Fig. 3-432. 농림 부산물 biochar 기능성 토양개량제 제조 과정.

(4) 제조된 농립 부산물 biochar 기능성 입상형 토양개량제의 성형 크기별 비교

농립 부산물 biochar 입상형 토양개량제를 0.1 mm 성형틀과 0.2 mm 성형틀을 이용하여 제조한 결과는 Fig. 3-433과 같으며, 0.4 mm 크기의 성형틀로 제조한 경우에는 압축력이 0.1 및 0.2 mm 크기의 성형틀에 비해 낮기 때문에 토양개량제의 최적 성형크기는 0.2 mm 이하이었다.

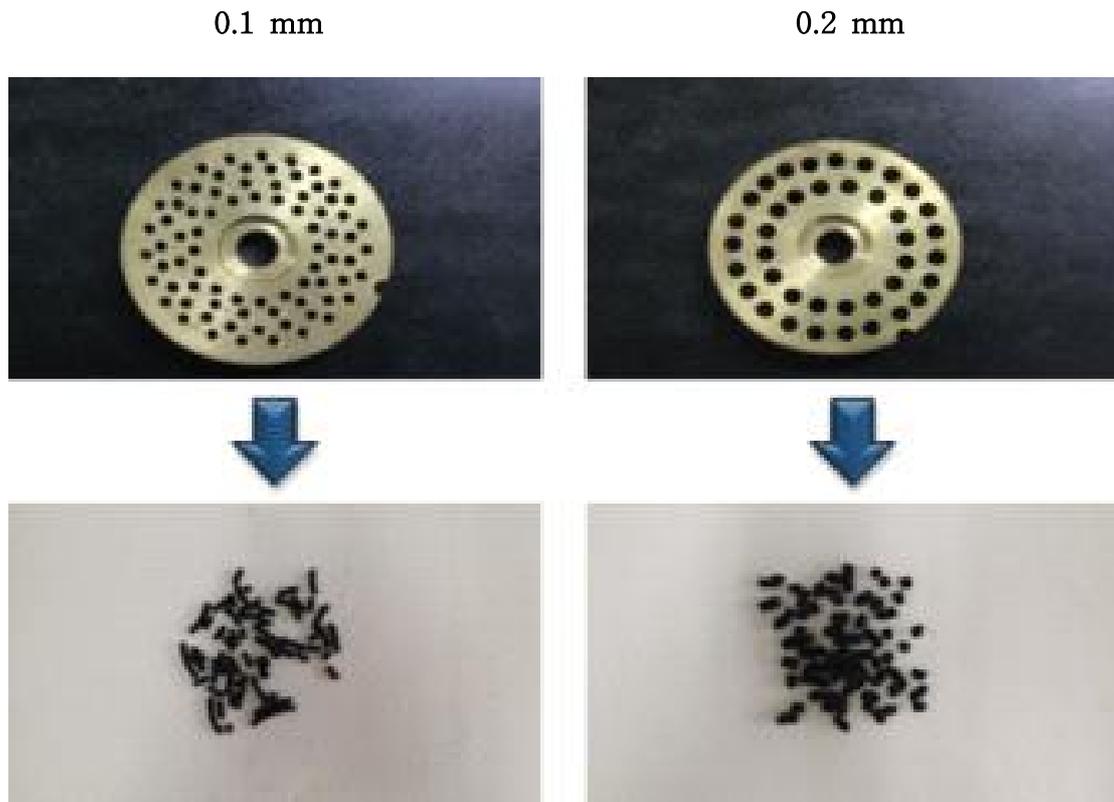


Fig. 3-433. 농립 부산물 biochar의 성형 틀 및 성형 크기별 비교.

다) 기능성 입상형 토양개량제 대량생산 방안 검토

토양개량제 대량생산을 위한 제조시스템 기반을 구축하기 위해 바이오차 제조장치 및 제조방법을 개발하였으며, 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열 순환시스템을 개발하였다.

(1) 기능성 biochar 대량생산을 위한 제조장치 및 제조방법 개발

토양개량용 biochar 제조장치는 내부에 바이오매스 (biomass)가 수용되는 챔버부, 상기 챔버부 내부에 열을 가하여 바이오매스를 열분해하는 히터부, 챔버부 내부에 물을 공급하여 열분해

된 biochar의 비표면적을 증가시키는 물공급부 및 챔버부 내부에 기능성 약품을 공급하여 상기 비표면적이 증가된 biochar에 기능성을 부여하는 약품공급부를 포함한다. 또한, 바이오매스를 열분해하는 경우 챔버부의 내부를 혐기성 상태로 유지하기 위하여 챔버부 내부에 질소를 공급하는 질소공급부를 포함하게 설계하였으며, 기능성 토양개량제 biochar의 제조방법은 바이오매스 (biomass)가 수용된 챔버 내부에 열을 가하여 바이오매스를 열분해하는 제1단계, 열분해된 biochar의 표면에 물을 공급하여 biochar의 비표면적을 증가시키는 제2단계, 비표면적이 증가된 biochar의 표면에 기능성을 부여하기 위한 약품을 공급하여 biochar에 기능성을 부여하는 제3단계로 구성하였다.

이상에서 설명한 바와 같이 기능성 biochar 제조장치 및 제조방법은 현재 특허출원을 준비중에 있으며, 실제 현장에서 biochar를 자동제어를 통해 대량으로 생산하기 위한 기반을 제공할 수 있을 것이다. 특히, 본 장치를 활용하면 기존의 여러단계를 거쳐 제조되어야 하는 기능성 biochar를 단일공정에서 열분해, 활성화 및 기능성 부여 단계를 동시에 적용하여 대량생산에 적합할 것으로 판단된다.

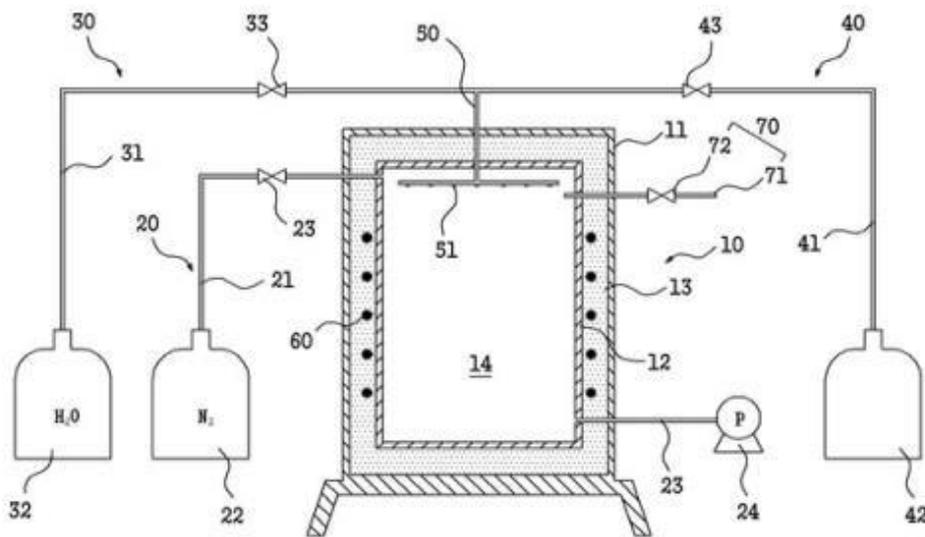


Fig. 3-434. 기능성 biochar 대량생산을 위한 제조장치 및 제조방법 확립.

10 : 챔버부, 20 : 질소공급부, 30 : 물공급부,
40 : 약품공급부, 60 : 히터부, 100 : 제어부

(2) 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열 순환시스템

입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열 순환시스템은 내부에 biochar를 제조하기 위한 바이오매스가 각각 수용된 복수의 가열 챔버를 열이송관에 의해 서로 연통되도록 연결하고 이들 중 가열에 의해 바이오차의 제조가 완료된 일부 가열 챔버 내부의 폐열을 나머지 가열 챔버에 순환시킴으로써 나머지 가열 챔버에서 바이오차를 제조하는데 소요되는 열에너지를 최소화할 수 있는 바이오차 제조장치로 설계하였다.

폐열 순환형 바이오차 제조장치는 내부에 수용된 바이오매스 (biomass)를 바이오차로 열분해하는 복수의 가열 챔버를 서로 연통되도록 연결하는 열이송관, 가열 챔버 내부의 공기를 순환시키는 순환 펌프, 가열 챔버와 순환 펌프의 동작을 제어하는 제어부를 포함하였고, 제어부는 동작중인 가열 챔버인 제1가열 챔버의 동작이 완료되면 제1가열 챔버와 연결된 제2가열 챔버를 동작시키되, 제2가열 챔버를 동작시키기 이전에 제1, 2가열 챔버 사이의 내부 온도차가 설정값 이하가 될 때까지 제1, 2가열 챔버를 연결하는 열이송관에 설치된 순환 펌프를 동작시키는 것을 특징으로 하였다. 제어부는 제2가열 챔버의 동작이 완료되면 제3가열 챔버를 동작시키되, 제3가열 챔버를 동작시키기 이전에 제1, 3가열 챔버 사이의 내부 온도차가 설정값 이하가 될 때까지 제1, 3가열 챔버를 연결하는 열이송관에 설치된 순환 펌프를 동작시킨 후 제2, 3가열 챔버 사이의 내부 온도차가 설정값 이하가 될 때까지 제2, 3가열 챔버를 연결하는 열이송관에 설치된 순환 펌프를 동작하도록 하였다. 또한, 가열 챔버 각각의 내부에 열을 가하는 히터부와, 가열 챔버 각각의 내부에 물을 공급하는 물공급부를 포함하였고, 제어부는 동작중인 가열 챔버에 수용된 바이오매스를 바이오차 (biochar)로 열분해하기 위해 동작중인 가열 챔버에 열을 가하도록 히터부의 동작을 제어하고, 열분해된 바이오차의 비표면적을 증가시키기 위해 동작중인 가열 챔버에 물을 공급하도록 물공급부의 동작을 제어하는 것을 특징으로 한다. 물공급부는 가열 챔버 각각의 내부를 순환하면서 물을 공급하도록 구성되며, 제어부는 동작중인 가열 챔버에 물을 공급하는 경우 공급되는 물이 이전 단계에서 동작이 완료된 가열 챔버의 내부를 경유하여 동작중인 가열 챔버로 공급되게 하되, 동작이 완료된 가열 챔버의 잔열에 의하여 기화된 수증기 상태로 공급되도록 물공급부의 동작을 제어하는 것을 특징으로 하였다 (Fig. 2-23). 본 연구결과는 현재 특허로 등록하였으며, 본 폐열 순환형 biochar 제조장치는 열분해에 의해 biochar를 제조하는 복수의 가열 챔버를 열이송관에 의해 서로 연통되도록 연결하고, 이들 중 동작중인 제1가열 챔버의 동작이 완료되면 제1가열 챔버와 연결된 제2가열 챔버를 순차적으로 동작시키되, 제2가열 챔버를 동작시키기 이전에 제1가열 챔버 내부의 열에너지를 제2가열 챔버 내부로 순환시키도록 구성되기 때문에 제1가열 챔버에 biochar를 제조하기 위해 공급된 열에너지와 열분해과정에서 제1가열 챔버 내부에 발생된 반응열 에너지를 제2가열 챔버에서 재활용함으로써 biochar의 제조에 소비되는 에너지를 최소화할 수 있는 장점이 있다.

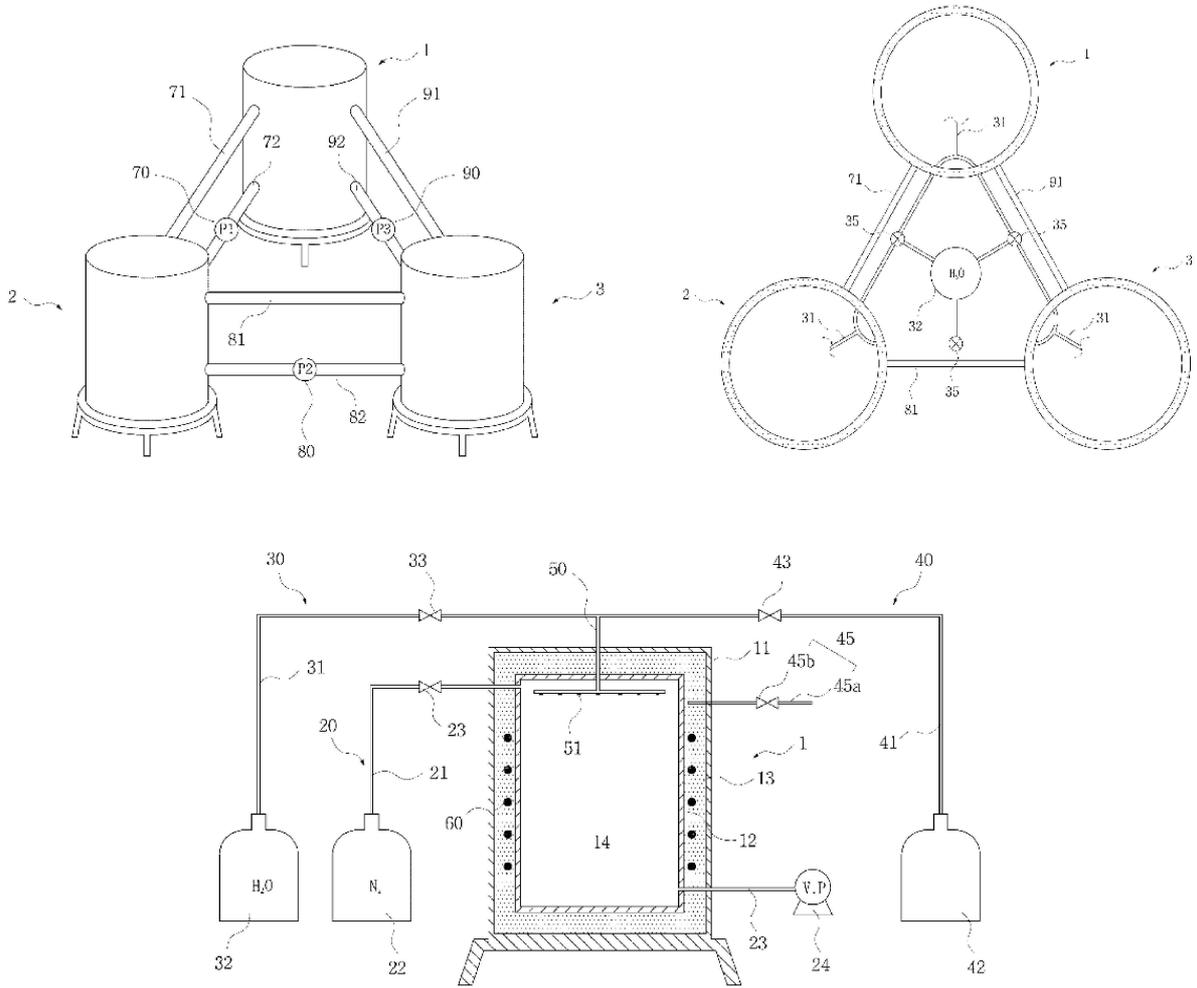


Fig. 3-435. 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열 순환시스템.

1, 2, 3 : 제1, 2, 3가열 챔버, 20 : 질소공급부, 30 : 물공급부, 40 : 기능성약품공급부,
 60 : 히터부, 70, 80, 90 : 제1, 2, 3순환 펌프부, 100 : 제어부

3) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 평가

가) 기능성 입상형 토양개량제의 물리적 품질특성 평가

농림 부산물을 이용하여 제조된 기능성 biochar 토양개량제의 용적밀도를 조사한 결과는 Fig. 3-436에서 보는 바와 같이 참깨대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무 biochar 토양개량제에서 각각 0.39, 0.49, 0.23 및 0.46 g cm⁻³이었다.

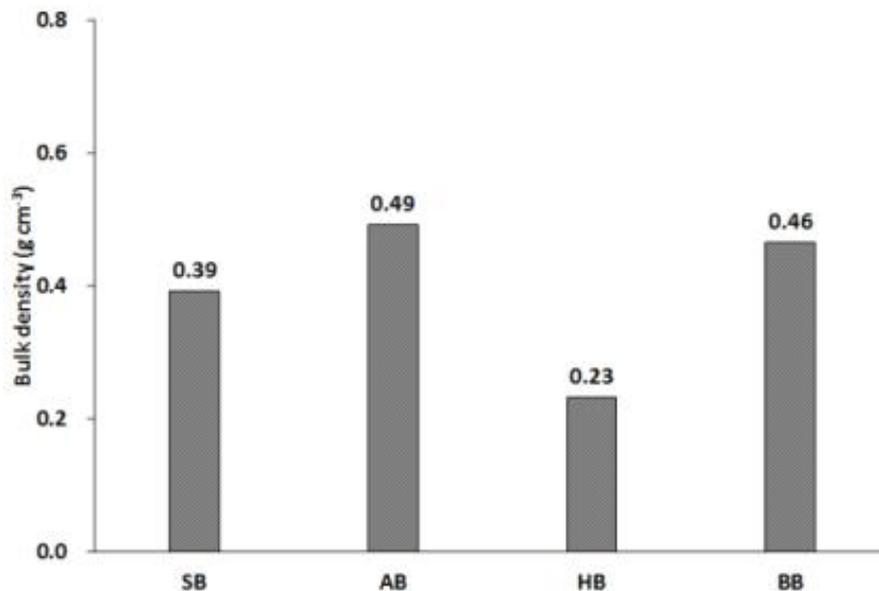


Fig. 3-436. 농림 부산물 biochar 토양개량제 종류별 용적밀도 특성. (SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

나) 기능성 입상형 토양개량제의 화학적 품질특성 평가

(1) 농림 부산물 biochar 토양개량제의 화학적 특성

제조된 농림 부산물 biochar 토양개량제의 화학적 특성은 Table 3-52에서 보는 것과 같이 참깨대 및 사과나무 biochar 토양개량제가 편백나무 및 사과나무 biochar 토양개량제에 비해 전반적으로 높은 경향이였다. 기능성 biochar 토양개량제의 pH는 사과나무 (10.2) > 참깨대 > 대나무 > 편백나무 순으로 높았고, EC는 참깨대에서 75.6 dS m⁻¹으로 가장 높았으며, 편백나무에서 2.88 dS m⁻¹으로 가장 낮았다. 제조된 biochar 토양개량제의 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 함량은 부산물의 종류에 상관없이 각각 0.46~1.71, 0.02~0.30, 0.40~5.67, 0.14~3.74 및 0.12~0.75% 범위이였다.

Table 3-52. 농림 부산물 biochar 토양개량제의 화학적 특성

Treatment	pH	EC	T-N	T-P	K	Ca	Mg
	1:10	dS m ⁻¹	----- % -----				
SB	10.0±0.04	75.6±9.46	1.09±0.05	0.30±0.01	5.67±0.09	3.38±0.05	0.53±0.01
AB	10.2±0.05	37.2±4.08	1.71±0.12	0.12±0.00	3.36±0.10	2.78±0.02	0.75±0.01
HB	8.12±0.15	2.88±0.59	0.74±0.00	0.02±0.00	0.40±0.05	3.74±0.02	0.13±0.00
BB	9.24±0.06	15.2±0.35	0.46±0.00	0.07±0.00	1.64±0.06	0.14±0.01	0.12±0.01

(SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

(2) 농림 부산물 biochar 토양개량제의 필수 미량원소 특성

농림 부산물 biochar 토양개량제의 필수 미량원소 특성은 Table 3-53에서 보는 것과 같다. 참깨대, 사과나무, 편백나무 및 대나무 biochar 토양개량제에서 조사된 B, Cu, Fe 및 Mn의 함량은 농림 부산물의 종류에 상관없이 각각 2.63~83.0, 3.81~31.8, 265~643 및 85.4~308 mg kg⁻¹ 범위로 검출되었다. Mo의 함량은 참깨대 biochar 토양개량제에서 1.57 mg kg⁻¹으로 검출되었으며, 나머지 농림 부산물 biochar 토양개량제에서는 검출되지 않았다. 제조된 biochar 토양개량제의 Ni 함량은 참깨대 biochar 토양개량제에서 3.08 mg kg⁻¹으로 다른 농림 부산물 토양개량제에 비해 약 2~2.5배 정도 높게 검출되었고, 나머지 농림 부산물 biochar 토양개량제에서는 1.23~1.43 mg kg⁻¹ 범위로 검출되었으며, 평균 1.32 mg kg⁻¹이었다. Zn의 함량은 참깨대 biochar 토양개량제에서 88.2 mg kg⁻¹으로 가장 높게 검출되었고, 나머지 사과나무 biochar 토양개량제에서 74.1 mg kg⁻¹, 편백나무 biochar 토양개량제에서 63.1 mg kg⁻¹ 및 대나무 biochar 토양개량제에서 68.0 mg kg⁻¹으로 검출되었다.

Table 3-53. 농림 부산물 biochar 토양개량제의 필수미량원소 특성

Treatment	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
	----- mg kg ⁻¹ -----						
SB	60.8±2.25	31.8±2.19	568±16.9	92.7±13.8	1.57±0.85	3.08±0.39	88.2±5.58
AB	83.0±15.2	15.7±1.41	643±114	308±10.3	ND	1.23±0.26	74.1±7.14
HB	25.1±8.09	7.99±0.81	265±9.30	85.4±0.09	ND	1.43±0.27	63.1±0.19
BB	2.63±0.16	3.81±0.65	340±36.3	238±17.5	ND	1.30±0.15	68.0±3.43

(SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar, ND: not detected)

다) 기능성 입상형 토양개량제의 유해성 평가

(1) 농립 부산물 biochar 토양개량제의 유해중금속 특성

농립 부산물 biochar의 유해중금속의 함량은 Table 3-54에서 보는 바와 같으며, 유해성을 평가하기 위하여 비료공정규격 중 기타 비료의 재에 해당하는 규격과 비교하여 평가하였다. 비료공정규격 중 기타 비료의 재가 함유할 수 있는 유해 성분의 최대량은 As 함량이 45 mg kg⁻¹, Cd 함량이 5 mg kg⁻¹, Cr 함량이 250 mg kg⁻¹ 및 Pb 함량이 130 mg kg⁻¹으로 본 연구에서 개발된 토양개량제는 비료공정규격에 적합하였다. 제조된 biochar 토양개량제의 As 함량은 토양개량제에서 검출되지 않았고, Cd 및 Co의 함량은 편백나무 biochar 토양개량제에서 각각 0.72 및 0.48 mg kg⁻¹으로 검출되었으며, 나머지 토양개량제에서는 검출되지 않았다. 농립 부산물 biochar 토양개량제의 Cr 및 Pb 함량은 부산물의 종류에 상관없이 각각 1.76~11.5 및 0.97~7.54 mg kg⁻¹ 범위로 검출되었다.

Table 3-54. 농립 부산물 biochar 토양개량제의 유해중금속 특성

Treatment	As	Cd	Co	Cr	Pb
	mg kg ⁻¹				
SB	ND	ND	ND	11.5±1.89	6.24±1.02
AB	ND	ND	ND	7.26±1.36	7.54±1.99
HB	ND	0.72±0.07	0.48±0.08	ND	0.97±2.33
BB	ND	ND	ND	1.76±0.11	ND

(SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar, ND: not detected)

(2) 농립 부산물 biochar 토양개량제의 잔류농약 분석

기능성 입상형 토양개량제의 잔류농약을 분석하기 위하여 농립 부산물 biochar의 잔류농약 245종 성분을 분석한 결과 부산물의 종류에 상관없이 잔류농약 245종 성분이 모두 불검출되었다. 이는 농립 부산물을 biochar로 제조시 열분해 온도를 400℃까지 올려 탄소이외의 모든 유기물이 열분해 되었기 때문으로 판단된다. 따라서 농립 부산물로부터 제조한 biochar 토양개량제내 잔류농약은 존재하지 않았기 때문에 토양개량제의 사용이 적합하였으며, 토양에 시용시 잔류농약에 대한 안정성을 확보할 수 있을 것으로 판단된다.

4) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증

가) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 작물의 생육증진 효과 구명

(1) 작물의 생육 특성

기능성 입상형 토양개량제를 브로콜리 포트실험에 처리한 후 생육전경을 조사한 결과 Fig. 3-437에서 보는 바와 같으며, 브로콜리의 생육은 전반적으로 biochar 토양개량제 처리구가 무처리구 및 비료처리구에 비해 생육상태가 양호하였다.

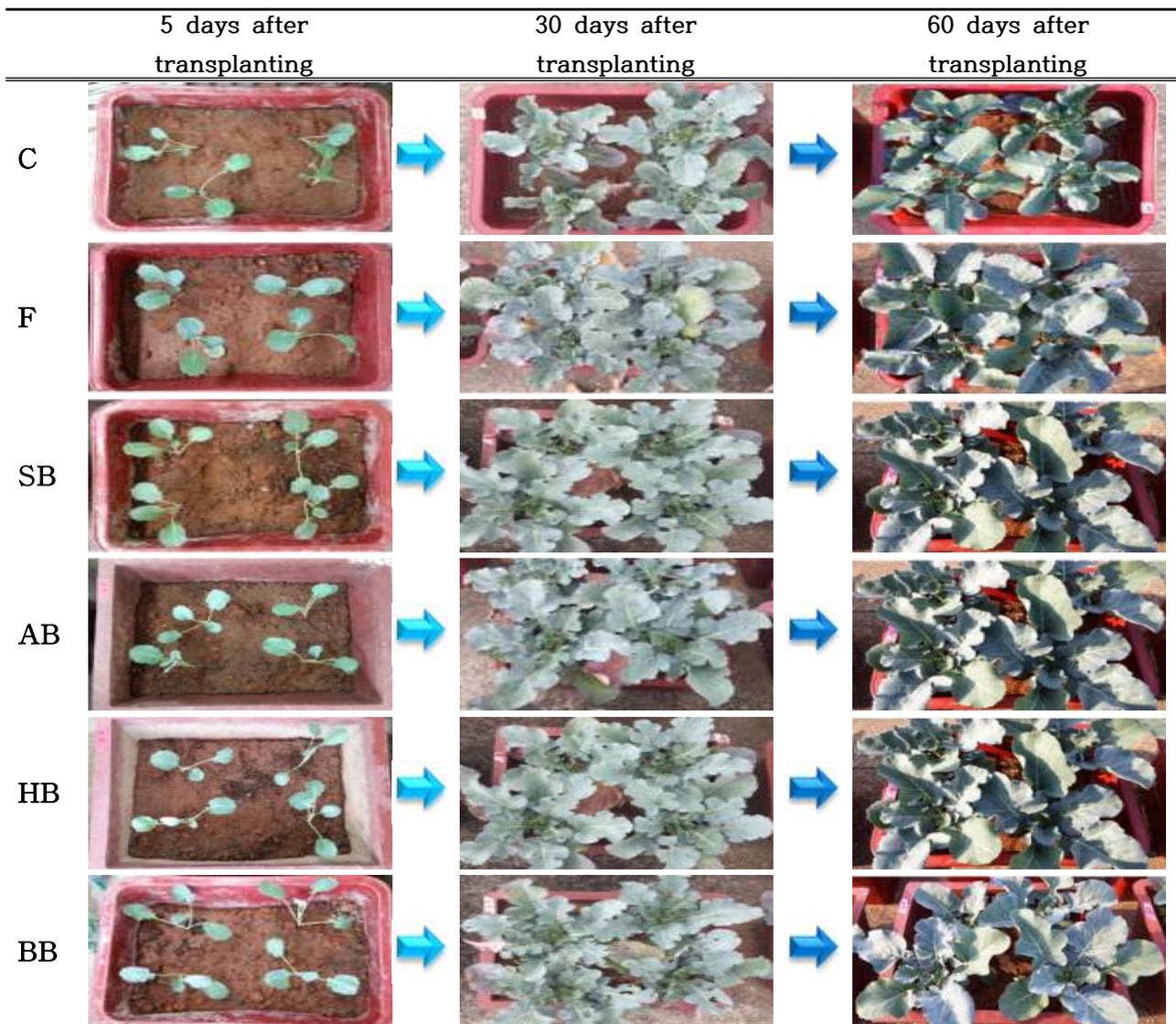


Fig. 3-437. Biochar 토양개량제를 처리한 브로콜리 포트실험 재배전경 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

(2) 작물의 초장 특성

농림 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 브로콜리의 초장을 조사한 결과는 Fig. 3-438과 같이 biochar 토양개량제 처리구 (SB)가 무처리 (C)에 비해 초장 증가율이 높았다.

참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 브로콜리의 초장은 이식 후 5일째에 처리조건에 상관없이 10.2~10.8 cm 범위로 큰 차이 없이 비슷하였으나, 재배기간이 경과함에 따라 무처리구와 나머지 처리구의 초장변화를 볼 수 있었으며, 총 재배기간인 60일째에 조사된 브로콜리의 초장은 C, F, SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 15.3, 20.8, 20.5, 19.8 및 20.7 cm으로 조사되었다.

사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 처리한 후 조사된 브로콜리의 초장 특성은 브로콜리 생육 5일째에 처리구간 큰 차이 없이 비슷하였다. 하지만 재배기간이 경과함에 따라 처리구간 별 초장 차이를 볼 수 있었고, 재배기간이 60일이 경과하였을 때 조사된 브로콜리의 초장은 참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 브로콜리의 초장과 비슷한 경향으로 비료처리구의 초장이 가장 길었으며, biochar 토양개량제 처리구인 AB50 처리구에서 19.5 cm, AB100 처리구에서 20.0 cm 및 AB200 처리구에서 19.9 cm이었다.

편백나무 biochar 토양개량제를 처리한 토양에서 재배한 브로콜리의 초장은 Fig. 3-438과 같이 이식 후 5일째에 처리조건에 상관없이 10.0~10.8 cm 범위로 큰 차이 없이 비슷하였다. 이후 재배기간이 경과함에 따라 처리구간 생육 차이를 보였으며, 이식 후 60일째에 조사된 브로콜리의 초장은 HB100 (21.4 cm) > HB200 > F > HB100 > C 처리구 순이었다.

대나무 biochar 토양개량제를 처리한 후 재배한 브로콜리의 초장은 이식 후 5일째에 BB50 처리구에서 11.0 cm으로 가장 길었으나, 나머지 처리구간 차이는 미비하였다. 이후 재배기간이 경과함에 따라 처리구간 생육 차이를 볼 수 있었으며, 재배기간이 60일이 경과한 후에 조사된 브로콜리의 초장은 B100 처리구에서 21.4 cm으로 가장 길었으며, 무처리구에서 15.3 cm으로 생육이 가장 빈약하였다.

이상의 결과로 미루어 볼 때, 작물생육에 있어 농림 부산물 biochar 토양개량제의 토양 처리는 비료 처리와 마찬가지로 작물의 생육을 왕성하게 한다. 이에 농림 부산물 biochar 토양개량제는 기존의 화학비료의 대체재로서 역할이 충분히 가능하고, 또한 경제성 비용 절감과 비료 사용에 따른 토양 및 인근수계에 2차오염원을 방지할 수 있을 것으로 사료된다.

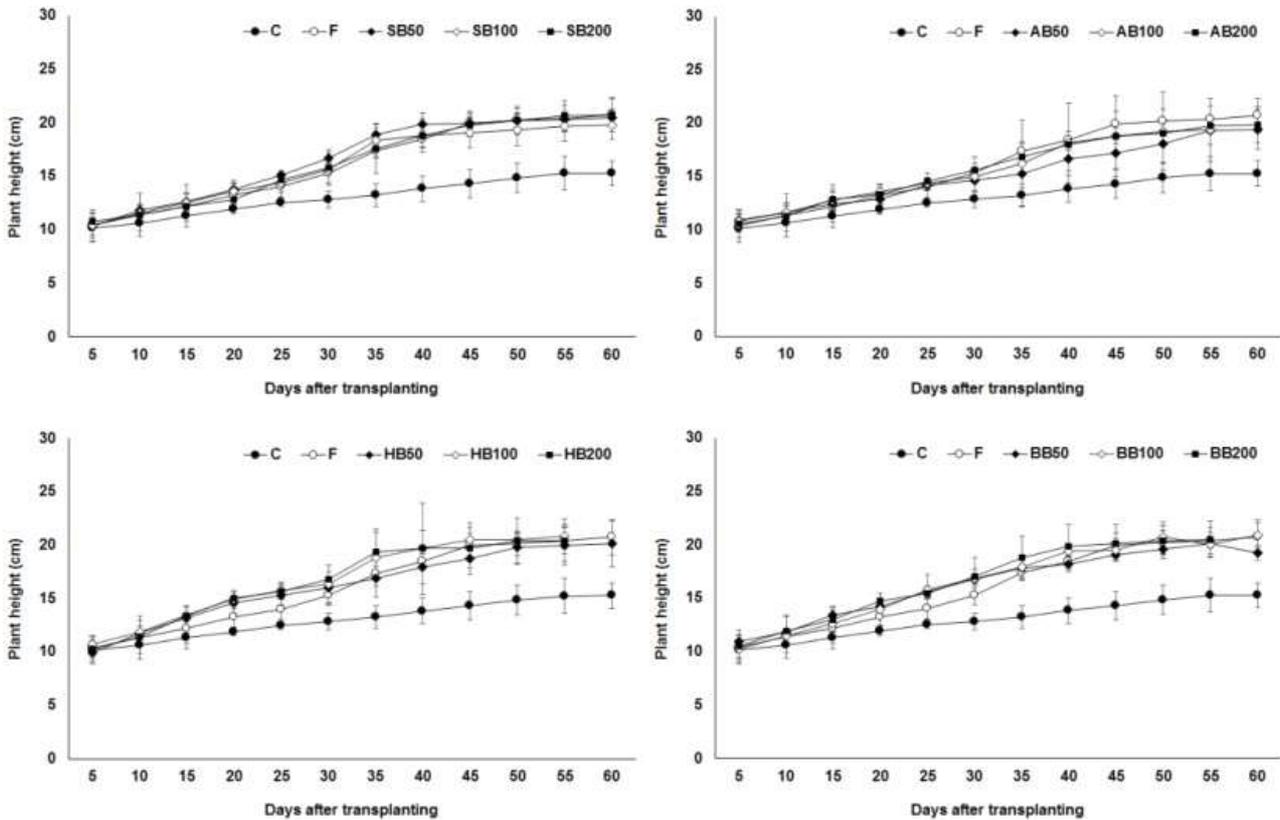


Fig. 3-438. 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 작물의 초장 특성 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

(3) 작물의 엽색도 특성

농립 부산물 biochar 토양개량제 시용이 작물의 생육증진에 미치는 영향을 조사하기 위해 브로콜리 포트실험에서 참깨대 biochar 토양개량제, 사과나무 진정지 biochar 토양개량제, 편백나무 biochar 토양개량제 및 대나무 biochar 토양개량제를 수준별로 처리하였다. 이후 재배기간이 경과함에 따라 엽색도를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-439에서 보는 바와 같다.

참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 토양에서 재배한 브로콜리의 엽색도는 이식 후 5일째에 SB 처리구에서 51.7로 가장 높았다. 이후 조사된 브로콜리의 엽색도는 이식 후 30일째에 엽색도가 약간 감소하였고, 이식 후 60일째에 조사된 브로콜리의 엽색도는 SB50 처리구에서 88.6으로 가장 높았고, SB100 처리구에서 78.0으로 가장 낮았다.

사과나무 진정지 biochar 토양개량제를 처리한 후 재배한 브로콜리의 엽색도는 이식 후 5일째에 C 처리구에서 50.8으로 가장 높았으며, 이후 조사된 브로콜리의 엽색도는 이식 후 60일째에 C, F, AB50, AB100 및 AB200 처리구에서 각각 80.5, 82.8, 86.4, 80.9 및 88.7이었다.

편백나무 biochar 토양개량제를 처리한 토양에서 조사된 브로콜리의 엽색도는 이식 후 5일째에 HB200 처리구에서 54.9으로 가장 높았고, 이후 재배기간에 지남에 따라 브로콜리의 엽색도가 증가하는 경향이였다. 이식 후 60일째에 조사된 브로콜리의 엽색도는 HB200 처리구에서 85.5으로 가장 높았으며, 무처리구에서 80.5으로 가장 낮았다.

대나무 biochar 토양개량제를 이용하여 재배된 브로콜리의 엽색도는 Fig. 3-439에서 보는 바와 같이 이식 후 5일째에 biochar 토양개량제의 시용량에 상관없이 모든 처리구에서 52.9~55.5 범위로 biochar 토양개량제를 처리하지 않은 처리구에서 비해 높았다. 이후 브로콜리의 생육이 증가함에 따라 엽색도가 증가하는 경향이였으며, 이식 후 60일째에 조사된 브로콜리의 엽색도는 BB100 처리구에서 83.9으로 가장 높았다.

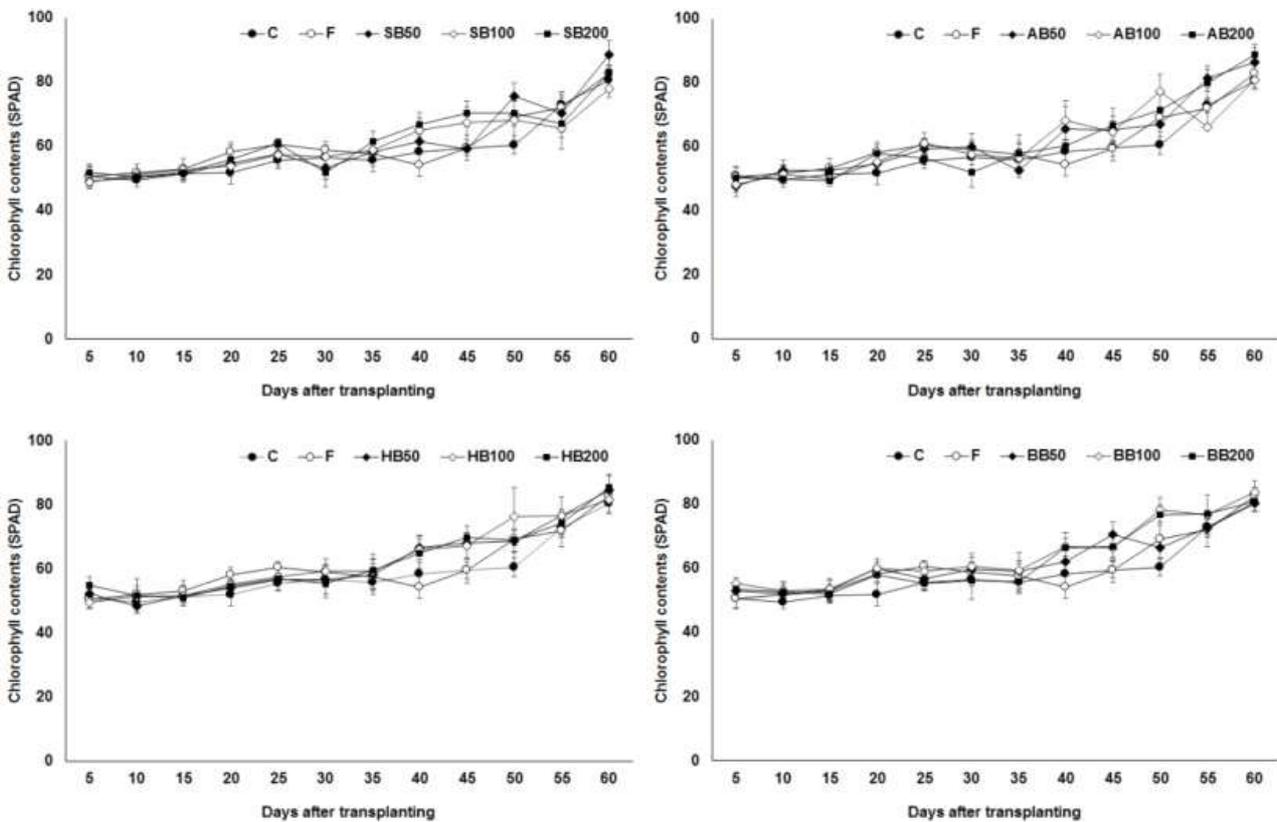


Fig. 3-439. 농림 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 식물의 엽색도 특성 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

나) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 물리적 특성 개선효과 구명

농립 부산물 biochar 기능성 토양개량제의 수준별 처리에 따른 토양내 용적밀도는 Table 3-55에서 보는 바와 같이 무처리구 (C)에서 1.05 g cm^{-3} 으로 모든 처리구중 가장 높은 용적밀도를 보였으며, biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 용적밀도는 감소하는 경향이였다. 이와 같은 결과는 포트에 토양보다 상대적으로 밀도가 낮은 기능성 biochar 토양개량제가 시용되어 토양내 용적밀도가 낮아진 것으로 판단된다.

참깨대 biochar 토양개량제를 시용한 처리구의 용적밀도 변화는 SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 0.96 , 0.94 및 0.91 g cm^{-3} 으로 조사되었으며, biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 용적밀도가 감소하는 경향이였다.

사과나무 biochar 토양개량제의 처리조건별 용적밀도는 참깨대 biochar 토양개량제와 비슷한 경향으로 AB50 처리구에서 0.97 g cm^{-3} 으로 가장 높았으며, AB200 처리구에서 0.79 g cm^{-3} 으로 가장 낮았다.

편백나무 biochar 토양개량제를 시용한 토양내 용적밀도는 HB50 (1.02 g cm^{-3}) > HB100 > HB200 처리구 순으로 높았으며 공극률은 HB200에서 61.9%로 가장 높았다.

대나무 biochar 토양개량제 처리에 따른 토양내 용적밀도는 BB50 처리구에서 1.00 g cm^{-3} , BB100 처리구에서 0.94 g cm^{-3} 및 BB200 처리구에서 0.91 g cm^{-3} 으로 조사되었다.

제조된 농립 부산물 biochar 토양개량제의 종류에 따른 처리구별 토양내 공극률을 조사한 결과는 Table 3-55와 같이 biochar 토양개량제를 시용한 처리구가 biochar 토양개량제를 사용하지 않은 무처리구 (C)와 비료처리구 (F)에 비해 공극률이 높았다. 토양내 공극률은 용적밀도와는 반대의 경향으로 biochar 토양개량제의 시용량이 많아질수록 공극률이 높아지는 경향이였으며, 이는 밀도가 낮아지면서 토양 입자 사이의 공극이 넓어졌기 때문인 것으로 판단된다.

참깨대 biochar 토양개량제의 처리에 따른 토양내 공극률은 SB200 처리구에서 61.6%로 가장 높았으며, SB50 처리구에서 60.5%로 가장 낮았다.

사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무 biochar 토양개량제의 시용량에 따른 토양내 공극률 상기 참깨대 biochar 토양개량제를 시용한 토양내 공극률과 비슷한 경향이였으며, AB200, HB200 및 BB200 처리구에서 각각 65.3, 61.9 및 62.0%이었다.

Table 3-55. 농림 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 토양의 물리적 특성

Treatment	Bulk density		Porosity
		g cm ⁻³	%
C		1.05±0.20	55.8±5.57
F		1.04±0.27	55.6±8.23
SB	50	0.96±0.13	60.5±7.41
	100	0.94±0.23	60.8±5.45
	200	0.91±0.17	61.6±7.15
AB	50	0.97±0.30	59.6±2.51
	100	0.90±0.05	60.0±4.97
	200	0.79±0.14	65.3±7.59
HB	50	1.02±0.27	56.6±1.02
	100	1.00±0.15	57.4±3.77
	200	0.94±0.27	61.9±1.06
BB	50	1.00±0.22	57.9±6.71
	100	0.94±0.19	58.9±8.16
	200	0.91±0.05	62.0±8.65

(C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

다) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 화학적 특성 개선효과 구명

(1) 토양내 pH 및 EC 변화

참깨대 biochar 토양개량제 시용에 따른 처리조건별 pH는 Fig. 3-440에서 보는 바와 같이 biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 pH가 높아지는 경향이였다. 토양내 EC는 pH와 비슷한 경향으로 C, F, SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 0.43, 0.84, 0.87, 0.94 및 1.06 dS m⁻¹으로 조사되었다.

사과나무 전정지로 제조된 biochar 토양개량제의 시용에 따른 토양내 pH는 biochar 토양개량제를 시용한 처리조건이 biochar 토양개량제를 시용하지 않은 처리조건에 비해 높았고, 또한 biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 토양내 pH가 높아지는 경향이였다. 토양내 EC는 AB200 (0.94 dS m⁻¹) > AB100 > F > AB50 > C 처리구 순으로 높았다.

편백나무 biochar 토양개량제 시용에 따른 토양내 pH는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 각각 5.44 및 5.84으로 조사되었고, biochar 토양개량제를 시용한 처리조건인 HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 5.37, 5.86 및 5.91으로 조사되었다. 토양내 EC는 biochar 토양개량

제의 사용량이 가장 많은 HB200 처리구에서 1.05 dS m^{-1} 으로 가장 높았고, 무처리구에서 0.43 dS m^{-1} 으로 가장 낮았다.

대나무를 이용하여 제조한 기능성 biochar 토양개량제를 처리조건에 따라 사용한 토양의 pH 및 EC 변화는 Table 3-440에서 보는 바와 같다. 토양내 pH는 처리조건에 상관없이 5.58~5.91 범위로 조사되었다. 토양내 EC는 토양개량제 처리구에서 투입량에 상관없이 $0.75 \sim 0.88 \text{ dS m}^{-1}$ 범위로 토양개량제를 처리하지 않은 무처리구 (C)에 비해 약 0.5~2.2배 정도 높았다.

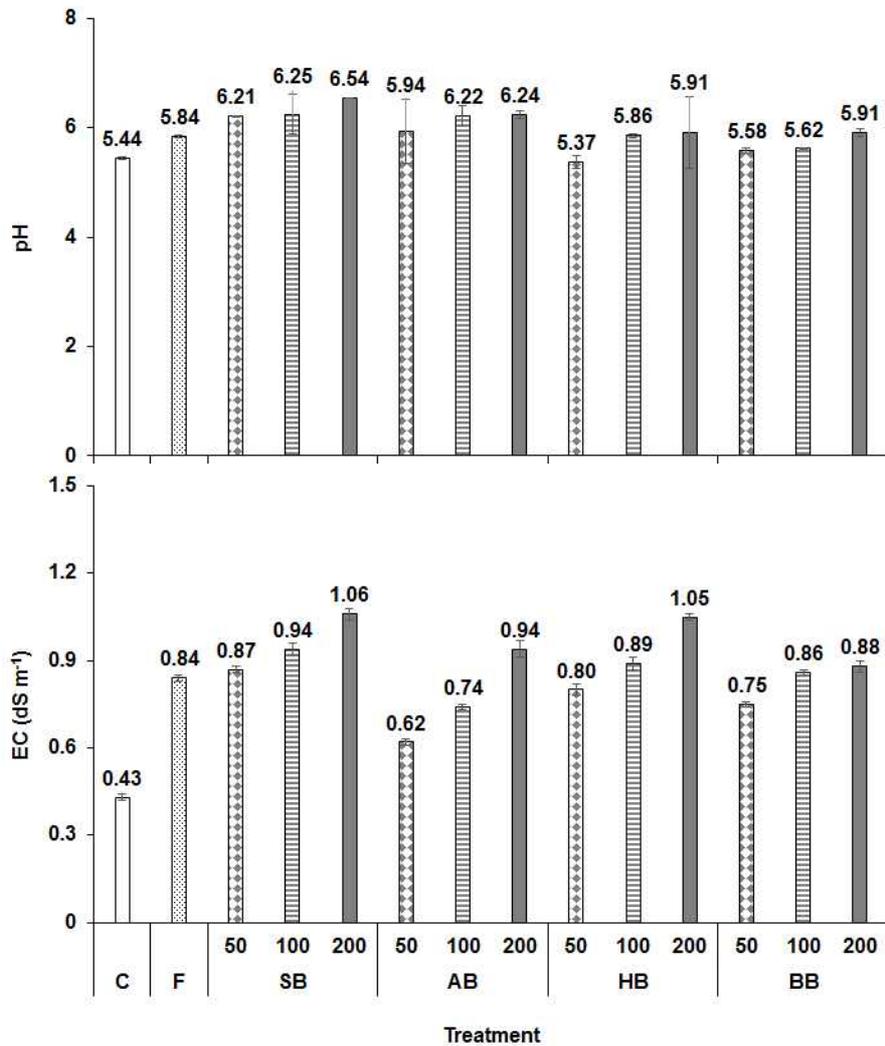


Fig. 3-440. 농림 부산물 biochar 토양개량제 처리에 따른 토양내 pH 및 EC 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

(2) 토양내 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량 변화

농림 부산물 biochar 토양개량제의 시용에 따른 토양의 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-441에서 보는 바와 같이 biochar 토양개량제 처리구에서 biochar 토양개량제의 시용량이 증가함에 따라 토양내 T-N, Avail. P₂O₅의 함량이 증가하는 경향이였다.

참깨대 biochar 토양개량제 처리에 따른 토양내 T-N의 함량은 토양개량제의 시용량이 가장 많은 SB200 처리구에서 1,298 mg kg⁻¹으로 가장 높았고, 토양개량제를 시용하지 않은 무처리구에서 650 mg kg⁻¹으로 가장 낮았으며, 전반적으로 biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 T-N의 함량이 증가하는 경향이였다. 토양내 Avail. P₂O₅의 함량은 biochar 토양개량제를 시용한 SB 처리구에서 처리조건에 상관없이 16.0~20.6 mg kg⁻¹ 범위로 조사되었고, 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 Avail. P₂O₅의 함량이 높았다.

사과나무 biochar 토양개량제 처리에 따른 토양내 T-N 함량은 pH 결과와 유사한 경향으로 biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 토양내 TN 함량이 증가하는 경향이였으며, AB50, AB100 및 AB200 처리구에서 각각 1,044, 1,159 및 1,471 mg kg⁻¹으로 조사되었다. 제조된 biochar 토양개량제의 시용에 따른 토양내 Avail. P₂O₅의 함량도 T-N과 비슷하게 biochar 토양개량제의 시용량이 많을수록 증가하는 경향이였으며, AB200 처리구에서 20.4 mg kg⁻¹으로 가장 높았다.

편백나무 biochar 토양개량제를 수준별로 처리한 토양내 T-N 함량은 HB200 (1,019 mg kg⁻¹) > HB100 > F > HB50 > C 처리구 순으로 높았으며, Avail. P₂O₅의 함량도 T-N과 유사한 경향으로 HB200 처리구에서 19.3 mg kg⁻¹으로 가장 높았다.

대나무 biochar 토양개량제를 처리조건별로 처리한 후 조사된 토양내 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량은 BB200 처리구에서 각각 929 및 18.5 mg kg⁻¹으로 가장 높았다.

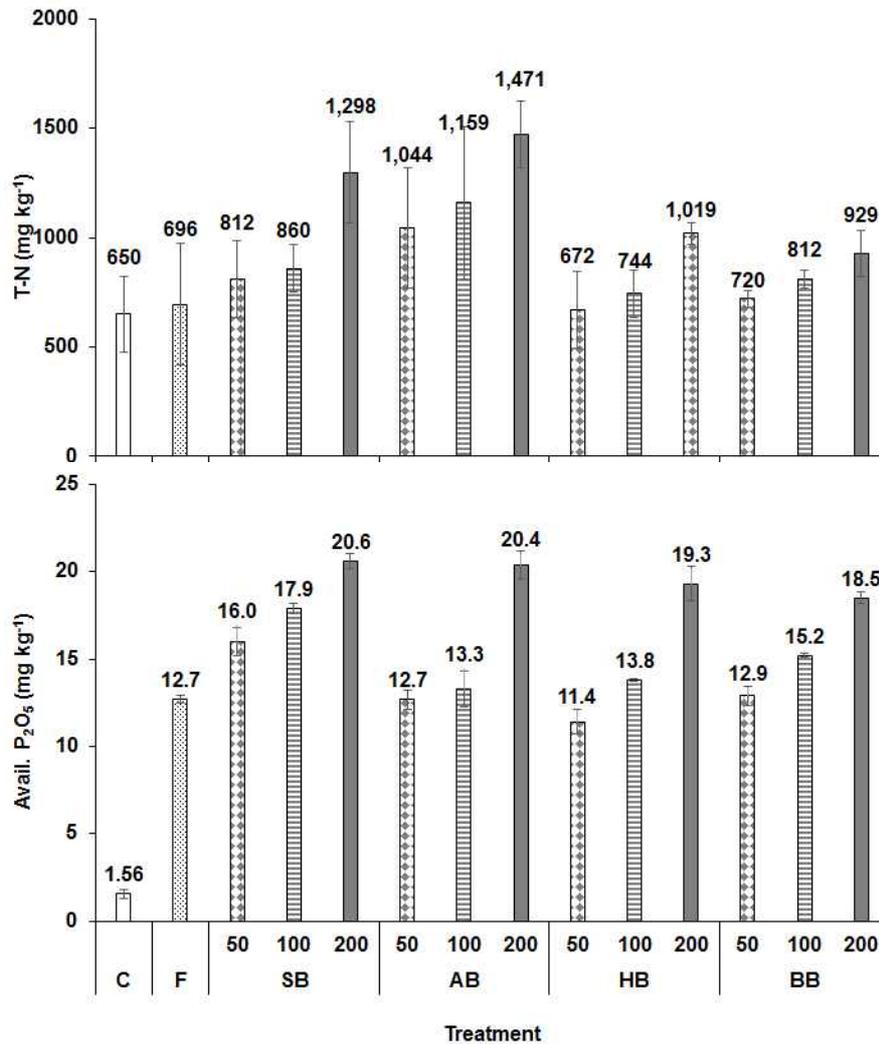


Fig. 3-441. 농립 부산물 biochar 토양개량제 처리에 따른 토양내 T-N 및 T-P 함량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

(3) 토양내 치환성 양이온 함량 변화

농립 부산물 기능성 biochar 토양개량제의 처리에 따른 토양내 치환성 양이온의 함량은 Table 3-56에서 보는 바와 같이 토양개량제의 종류에 상관없이 전반적으로 토양개량제의 처리량이 많을수록 치환성 양이온의 함량이 증가하는 경향이였다.

참깨대 biochar를 시용한 토양의 K, Ca, Mg 및 CEC 함량은 토양개량제 처리구에서 시용량에 상관없이 각각 1.29~2.66, 6.34~8.20, 2.32~3.00 및 10.9~14.6 cmol_c kg⁻¹ 범위로 이었다.

사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 시용한 토양에서 조사된 K, Ca, Mg 및 CEC 함량도 참깨대 biochar 토양개량제와 비슷한 경향으로 AB200 처리구에서 각각 1.82, 7.26, 3.04 및 13.0

cmol_c kg⁻¹으로 모든 처리구중 가장 높았다.

편백나무 biochar 토양개량제를 수준별로 토양에 시용한 후 조사한 K, Ca, Mg 및 CEC의 함량은 토양개량제를 처리한 HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 0.80~0.87, 5.86~6.44, 1.91~2.16 및 9.86~10.5 cmol_c kg⁻¹로 조사되었다.

대나무 biochar 토양개량제의 처리에 따른 토양내 K의 함량은 무처리구 (C)에서 0.35 cmol_c kg⁻¹, 비료처리구 (F)에서 1.01 cmol_c kg⁻¹, AB50 처리구에서 0.81 cmol_c kg⁻¹, AB100 처리구에서 0.86 cmol_c kg⁻¹ 및 AB200 처리구에서 0.92 cmol_c kg⁻¹으로 조사되었다. 토양내 Ca, Mg 및 CEC의 함량도 K 함량과 비슷한 경향으로 BB200 처리구에서 각각 5.52, 1.95 및 9.58 cmol_c kg⁻¹으로 가장 높았다.

Table 3-56. 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 K, Ca, Mg 및 CEC 특성

Treatment	K Ca Mg CEC				
	----- (cmol _c kg ⁻¹) -----				
C	0.35±0.02	4.32±0.11	0.98±0.04	6.80±0.20	
F	1.01±0.01	5.72±0.21	2.22±0.09	9.92±0.29	
SB	50	1.29±0.04	6.34±0.58	2.34±0.09	10.9±0.68
	100	1.61±0.02	6.34±0.10	2.32±0.03	11.2±0.14
	200	2.66±0.04	8.2±0.12	3.00±0.22	14.6±0.12
AB	50	1.09±0.03	5.52±0.33	1.98±0.71	9.62±0.55
	100	1.08±0.03	5.30±0.09	1.97±0.05	9.44±0.18
	200	1.82±0.02	7.26±0.21	3.04±0.07	13.0±0.20
HB	50	0.80±0.01	5.96±0.28	1.91±0.13	9.86±0.28
	100	0.83±0.01	5.86±0.37	2.10±0.10	9.90±0.27
	200	0.87±0.02	6.44±0.20	2.16±0.11	10.5±0.24
BB	50	0.81±0.03	5.38±0.17	1.77±0.04	9.12±0.17
	100	0.86±0.02	5.38±0.05	1.86±0.03	9.30±0.11
	200	0.92±0.02	5.52±0.16	1.95±0.08	9.58±0.21

(C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

라) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 생물학적 활성 개선효과 구명

참깨대 biochar 토양개량제를 수준별로 처리한 후 브로콜리재배 토양내 누적 호흡량을 조사한 결과는 Fig. 3-442에서 보는 바와 같이 토양개량제 처리조건에서 biochar의 투입량이 많아

질수록 토양 호흡량도 많아지는 경향이였다. 토양생육 60일째에 처리구별 누적된 토양 호흡량은 SB200에서 $19.8 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 으로 가장 높은 호흡량을 보였으며, 나머지 처리구에서는 $\text{SB100} > \text{SB50} > \text{F} > \text{C}$ 순으로 토양 호흡량을 나타내었다. 이와 같은 결과는 biochar의 투입량이 많을수록 토양의 용적밀도를 낮추고, 공극률의 증가로 인해 토양내 호흡량이 증가한 것으로 판단된다.

브로콜리 포트실험 토양에 사과나무 전정지 biochar를 수준별로 시용한 후 조사된 토양내 호흡량은 전반적으로 상기 참깨대 biochar 토양개량제를 처리하였을 경우와 비슷한 경향으로 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 높은 토양 호흡량을 보였으며, 또한 토양개량제의 투입량의 증가에 따른 토양 호흡량이 증가되는 것을 볼 수 있었다. 이와 같은 결과는 biochar 토양개량제의 시용이 토양내 미생물을 활성화시키고, 식물의 뿌리 생육을 증대시킴으로 인해서 토양내 호흡량 증가에 영향을 미친 것으로 판단된다.

편백나무 biochar 토양개량제를 브로콜리 포트실험에 수준별로 투입하여 조사된 토양의 누적 호흡량은 브로콜리 이식 후 5일째에 처리조건에 상관없이 $2.9 \sim 3.4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 범위로 큰 차이 없이 비슷하였다. 이후 재배기간이 경과할수록 토양에서 발생하는 CO_2 의 함량 차이로 인해 토양개량제 처리구와 무처리구 및 비료처리구의 호흡량 차이를 볼 수 있었으며, 총 재배기간인 60일까지 누적된 토양 호흡량은 HB200 처리구에서 $16.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 으로 가장 높았으며, 무처리구 (C)에서 $12.6 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 으로 가장 낮았다.

브로콜리 재배실험 토양에 대나무 biochar 토양개량제의 투입량을 다르게 하여 처리한 후 조사된 토양 호흡량은 Fig. 3-442와 같이 전반적으로 토양내 CO_2 발생량은 토양개량제 처리구가 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 발생량이 많은 것을 볼 수 있었으며, 토양개량제의 수준별 투입량에 따른 토양내 CO_2 발생량의 경우 biochar의 투입량이 많을수록 토양 호흡량이 증가하는 경향이였다. 브로콜리재배 60일 동안 누적된 토양 호흡량은 C, F, BB50, BB100 및 BB200 처리구에서 각각 12.6, 14.4, 15.0, 15.7 및 17.1 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ 으로 조사되었다.

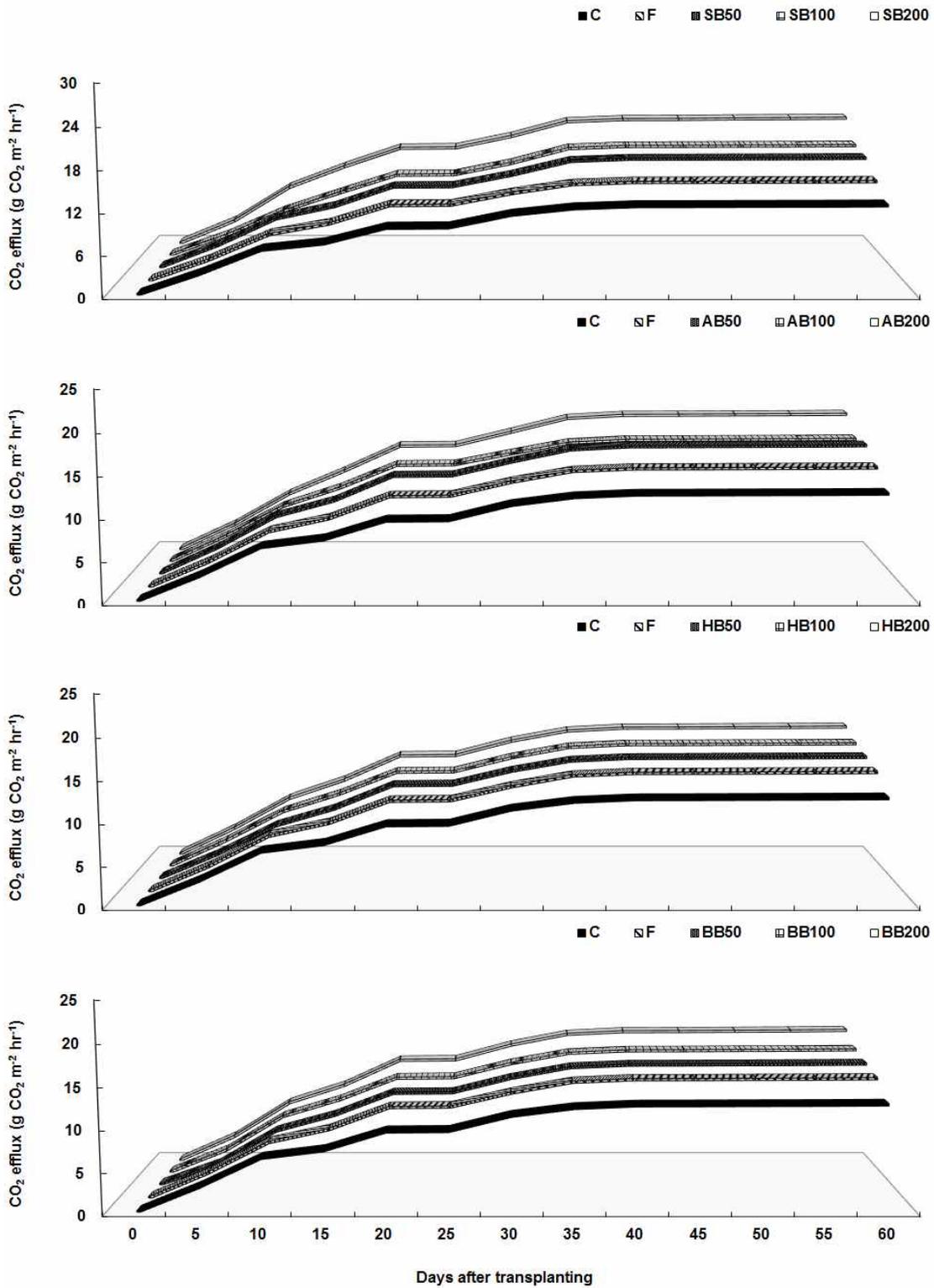


Fig. 3-442. 농립 부산물 biochar 토양개량제 수준별 처리에 따른 토양 호흡량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

마) 기능성 입상형 토양개량제 처리에 따른 토양의 유해성분 개선효과 구명

농림 부산물을 이용하여 제조한 기능성 biochar 토양개량제의 처리조건별 토양의 중금속 특성은 Table 3-57에서 보는 것과 같이 As, Cd, Co, Cr 및 Pb의 함량을 조사하여 환경부 토양 환경보전법내 토양오염우려기준에 준하여 비교하였다.

참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 토양의 As 함량은 무처리구에서 18.3 mg kg^{-1} 으로 모든 처리구중 가장 높게 검출되었으나, 토양오염우려기준인 25.0 mg kg^{-1} 에 해당하지 않았다. 토양내 Cd 함량은 처리조건에 상관없이 $0.19\sim 0.38 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 토양오염우려기준인 4.00 mg kg^{-1} 미만으로 검출되었다. 토양내 Co 함량은 무처리구 및 비료처리구에 비해 토양개량제 처리구에서 평균 15.5 mg kg^{-1} 으로 낮게 검출되었다. 참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 토양에서 조사된 Cr의 함량은 처리구에 상관없이 $47.7\sim 56.0 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위이었으며, Pb 함량은 모든 처리구에서 불검출되어 토양오염우려기준에 해당하지 않았다.

사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)와 biochar의 처리량을 달리 한 처리구에서 조사된 토양내 As 함량은 참깨대 biochar와 비슷한 경향으로 무처리구 (C)가 가장 높게 검출되었고, 나머지 비료처리구 (F), AB50, AB100 및 AB200 처리구에서 각각 $2.56, 12.6, 17.9$ 및 16.4 mg kg^{-1} 으로 검출되었으며, 모든 처리구에서 토양오염우려기준에 해당하는 25.0 mg kg^{-1} 미만이었다. 토양내 Cd 함량은 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 각각 0.36 및 0.21 mg kg^{-1} 으로 검출되었고, 토양개량제 처리구의 경우 투입량에 상관없이 $0.11\sim 0.17 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 검출되어 토양오염우려기준인 4.00 mg kg^{-1} 에 해당하지 않았으며, 이와 같은 결과를 토대로 사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 토양에 처리하였을 때 Cd의 함량이 감소하는 것을 볼 수 있었다. 사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 처리한 토양의 Co 및 Cr의 함량도 Cd의 함량과 비슷한 경향으로 토양개량제 처리구가 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 낮게 검출되었으며, Pb 함량은 처리구에서 상관없이 모두 검출되지 않아서 토양오염우려기준인 200 mg kg^{-1} 에 해당되지 않았다.

편백나무 biochar 토양개량제를 처리조건에 따라 투입한 토양의 As 함량은 C (18.3 mg kg^{-1}) > HB100 > HB50 > HB200 > F 처리구 순으로 조사되었으며, 토양오염우려기준인 25.0 mg kg^{-1} 에 해당하지 않았다. 토양내 Cd 함량은 처리조건에 상관없이 $0.21\sim 0.36 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 평균 0.31 mg kg^{-1} 으로 검출되어 토양오염우려기준에 해당하는 4.00 mg kg^{-1} 에 비해 약 13배 정도 낮게 검출되었다. 토양내 Co 및 Cr의 함량은 토양개량제 처리구에서 처리조건에 상관없이 각각 $9.91\sim 14.6$ 및 $23.4\sim 41.8 \text{ mg kg}^{-1}$ 범위로 무처리구 및 비료처리구에 비해 낮은 농도로 검출되었으며, 제조된 biochar 토양개량제의 토양 투입에 따른 유해중금속의 감소효과를 볼 수 있었다. 토양내 Pb의 함량은 모든 처리구에서 검출되지 않아 토양오염우려기준에 해당하지 않았다.

대나무 biochar 토양개량제의 처리에 따른 토양내 As 함량은 편백나무 biochar와 비슷하게 무처리구 (C)에서 가장 높은 농도로 검출되었으며, 비료처리구 (F)에서 2.56 mg kg⁻¹으로 가장 낮게 검출되었다. 토양내 Cd 함량은 처리조건에 상관없이 평균 0.32 mg kg⁻¹으로 토양오염우려기준인 4.00 mg kg⁻¹ 미만으로 검출되었다. 토양내 Co 및 Cr 함량은 상기 편백나무 biochar를 처리한 토양의 유해중금속 특성과 비슷한 경향으로 토양개량제 처리구가 나머지 처리구에 비해 낮은 농도로 검출되어 비료 처리구에 biochar 토양개량제를 투입할 경우에 Co와 Cr의 함량을 감소시킬 수 있을 것이라 판단된다. 토양내 Pb의 함량은 처리조건에 상관없이 모두 불검출 되어 토양오염우려기준인 200 mg kg⁻¹에 해당하지 않았다.

Table 3-57. 농립 부산물 biochar 토양개량제 처리에 따른 토양의 중금속 특성 변화

Treatment	As	Cd	Co	Cr	Pb
	mg kg ⁻¹				
C	18.3±1.39	0.36±0.01	17.3±0.65	49.2±1.54	ND
F	2.56±0.50	0.21±0.01	17.6±0.25	56.0±1.19	ND
SB50	5.50±1.31	0.33±0.01	16.0±0.69	47.7±3.16	ND
SB100	8.93±0.70	0.38±0.02	16.3±1.69	53.9±3.39	ND
SB200	14.1±1.54	0.19±0.01	14.3±0.47	55.3±1.68	ND
AB50	12.6±2.94	0.17±0.02	12.1±0.32	29.8±1.85	ND
AB100	17.9±4.15	0.11±0.04	11.4±0.47	30.2±0.61	ND
AB200	16.4±2.04	0.15±0.03	13.0±0.33	39.3±1.06	ND
HB50	9.33±1.76	0.34±0.01	11.5±0.42	30.8±0.07	ND
HB100	13.1±2.51	0.29±0.04	9.91±0.37	23.4±1.68	ND
HB200	5.59±2.08	0.36±0.02	14.6±0.68	41.8±1.54	ND
BB50	8.04±0.11	0.30±0.10	14.8±0.67	45.1±3.34	ND
BB100	16.8±3.59	0.35±0.04	14.6±0.38	44.7±2.11	ND
BB200	7.54±3.14	0.36±0.04	15.2±1.04	46.7±4.62	ND

(C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

5) 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가

가) 토양내 온실가스 배출량 모니터링

(1) CH₄ 모니터링

브로콜리재배 포트실험에서 참깨대 biochar 토양개량제를 투입하였을 때 CH₄ 발생량은 브로콜리 이식 후 5일째에 무처리구 (C)에서 11.17 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 가장 높은 발생량을 보였으며, SB200 처리구에서 8.85 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 가장 낮은 발생량을 보였다. 이후 재배기간이 경과함에 따라 무처리구에 비해 biochar 토양개량제를 사용한 처리구의 CH₄ 발생량이 지속적으로 감소하였으며, 총 재배기간인 60일이 경과한 후에 조사된 처리조건별 CH₄의 발생량도 5일째와 비슷한 경향으로 C (0.055 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹) > F > SB50 > SB100 > SB200 처리구 순으로 발생하였다 (Fig. 3-443).

사과나무 전정지 biochar 토양개량제 시용에 따른 브로콜리재배 토양내 CH₄ 발생 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-443에서 보는 바와 같다. CH₄의 발생량은 사과나무 전정지 biochar 토양개량제 투입량의 증가와 브로콜리의 재배기간이 경과함에 따라 점차 감소하는 경향으로 브로콜리 이식 후 5일째에 7.76~11.17 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, 30일째에 0.90~2.96 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, 60일째에 0.002~0.012 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 조사되었다.

편백나무 biochar 토양개량제 처리에 따른 브로콜리 재배실험 토양내 CH₄의 발생량은 이식 후 5일째에 무처리구에서 가장 높았고, biochar 토양개량제 처리구인 HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 10.11, 8.92 및 7.92 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 조사되었으며, 이후 재배기간 동안 무처리구의 CH₄ 발생량이 나머지 처리구에 비해 가장 높았으며, 전반적으로 브로콜리의 생육기간이 증가함에 따라 CH₄의 발생량이 감소하는 경향이였다. 브로콜리재배 60일째에 조사된 CH₄의 발생량은 브로콜리 이식 초기에 비해 낮은 수준이었으나, 처리구에 따른 발생량의 차이는 비슷한 경향으로 무처리구에서 0.055 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, 비료처리구의 0.050 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹에 비해 biochar 토양개량제 처리구의 CH₄ 발생량이 낮았다.

대나무 biochar 토양개량제를 브로콜리 재배실험에 투입한 후 처리조건에 따라 CH₄의 발생량 변화를 조사한 결과는 상기 편백나무 biochar 토양개량제의 경우와 비슷한 경향으로 재배기간이 지날수록 CH₄의 발생량은 감소하는 경향이였다. 무처리구의 경우 생육 5일째에 11.17 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹에서 60일째에 0.05 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 감소하였고, biochar 토양개량제 처리구에서도 biochar 토양개량제의 투입량에 상관없이 브로콜리 이식 후 5일째에 5.31~9.15 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위에서 생육 60일째에 0.04~0.05 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위로 감소하였으며, biochar 토양개량제 처리구의 CH₄ 발생량이 무처리구에 비해서 낮았다.

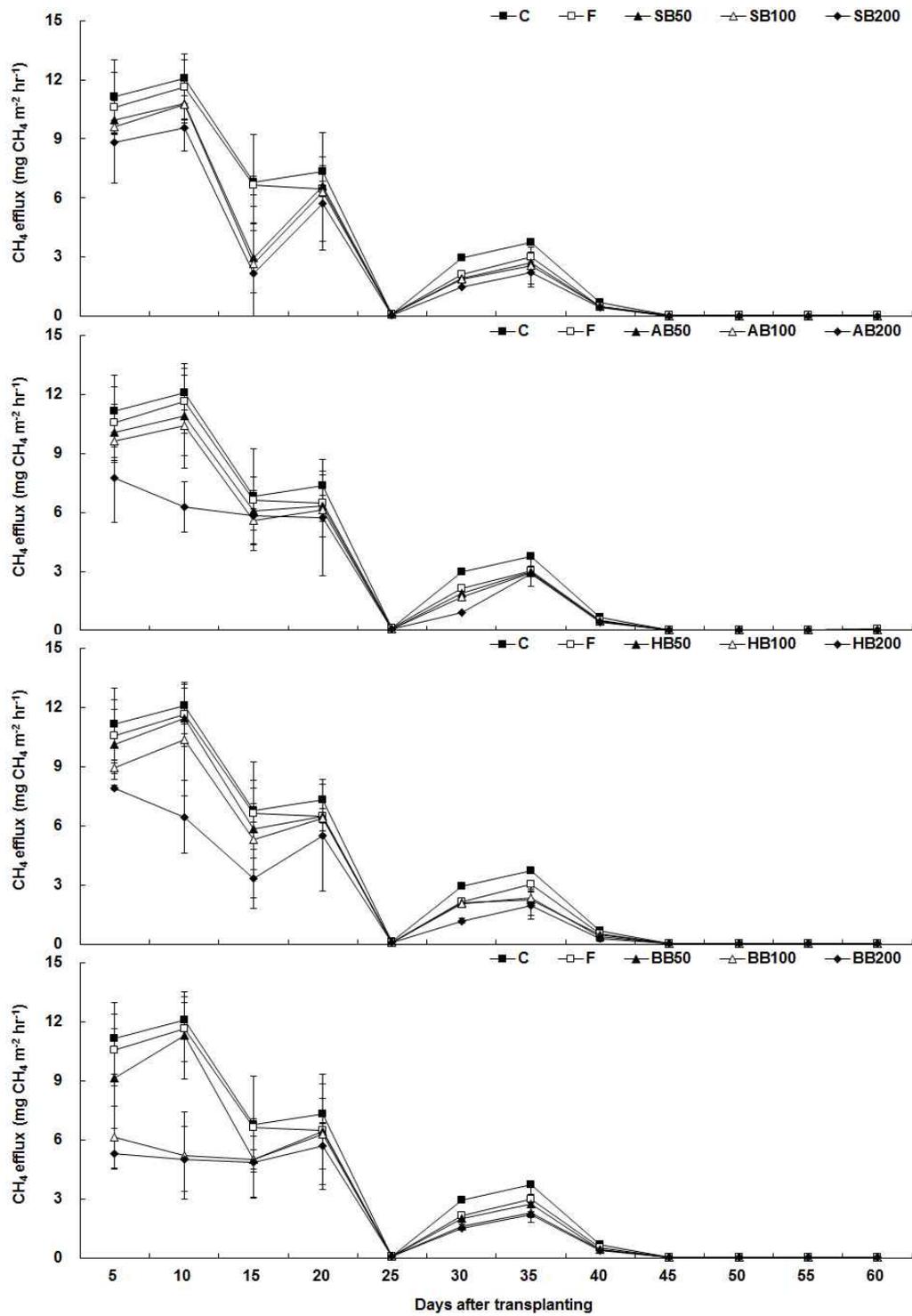


Fig. 3-443. 브로콜리 포트시험에서 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용량별 CH₄ 발생량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

브로콜리 포트재배 기간 동안 CH₄의 누적 발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-444에서 보는 바와 같다. 농립 부산물 biochar 토양개량제의 종류에 상관없이 조사된 CH₄ 누적 발생량은 무처리구 (C)에서 가장 높은 누적 발생량을 보였으며, 토양개량제의 사용량이 많을수록 CH₄의 누적 발생량이 낮아지는 경향이였다.

참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 후 5일째의 CH₄ 누적 발생량은 처리조건에 상관없이 44.3~55.8 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었으며, 이후 재배기간이 경과함에 따라 처리구간 발생량의 차이를 볼 수 있었다. 총 재배기간인 60일째에 조사된 CH₄의 누적 발생량은 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 각각 225.3 및 206.5 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹이었으며, biochar 토양개량제 처리구에서는 200 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 이하로 조사되었다.

브로콜리 포트실험에서 사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 처리하여 CH₄ 누적 발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-444에서 보는 바와 같다. 브로콜리 이식 5일째에 무처리구 (C)에서 55.83 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, 비료처리구 (F)에서 55.89 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, AB50 처리구에서 50.35 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹, AB100 처리구에서 48.123 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 및 AB200 처리구에서 38.81 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 조사되었으며, 이후 브로콜리의 재배기간이 지남에 따라 무처리구 (C)에서 가장 높은 CH₄ 누적 발생량을 보였으며, biochar 토양개량제 처리구에서는 biochar의 투입량이 많을수록 CH₄의 함량이 낮아지는 경향이였다. 총 재배기간인 60일이 경과한 후에 조사된 CH₄ 누적 발생량은 비료처리구 (F)에서 가장 높았으며, biochar 토양개량제 처리구인 AB50, AB100 및 AB200 처리구에서 각각 194.68, 185.08 및 149.83 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 biochar 토양개량제의 처리량에 따른 CH₄ 저감효과를 볼 수 있었다.

브로콜리 재배실험에서 편백나무 biochar 토양개량제의 사용에 따른 CH₄의 누적 발생량을 조사한 결과는 Fig. 2-34에서 보는 바와 같다. CH₄ 누적 발생량은 무처리구 (C)에서 가장 높은 누적 CH₄ 발생량을 보였고, biochar 토양개량제 처리구가 가장 낮게 조사되었다. 총 재배기간인 60일째에 CH₄ 배출량을 조사하였을 때 토양개량제를 처리한 HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 194.76, 179.81 및 134.26 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 biochar의 처리량에 따른 CH₄ 배출 저감효과를 확인할 수 있었다.

브로콜리 포트시험에 대나무 biochar 토양개량제 투입 후 CH₄ 누적 발생량은 이식 후 5일째 부터 60일까지 무처리구 (C)에서 가장 높았으며, biochar 토양개량제 처리구에서는 biochar의 투입량이 많을수록 CH₄의 누적 발생량이 감소하는 경향으로 브로콜리 생육 60일째에 HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 186.81, 136.13 및 126.28 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹으로 발생하였다.

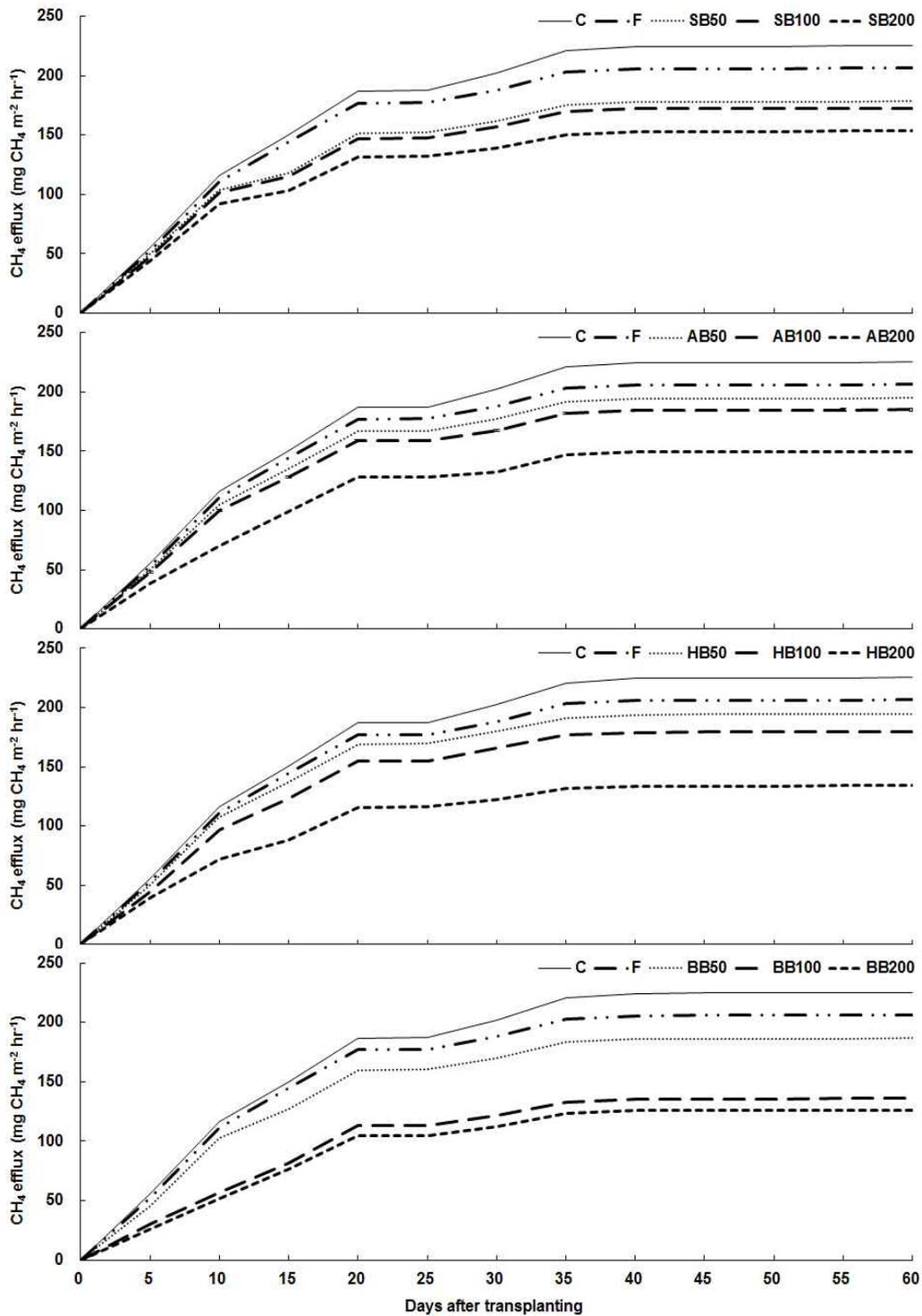


Fig. 3-444. 브로콜리 포트시험에서 농림 부산물 biochar 토양개량제 시용량별 CH₄ 누적 발생량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

브로콜리를 재배기간 동안 토양에서 발생하는 CH₄의 총 발생량은 Fig. 3-445에서 보는 바와 같이 토양내 CH₄의 총 발생량은 제조된 biochar 토양개량제의 종류에 상관없이 무처리구 (C)의 5.4 g CH₄ m⁻² 60 day⁻¹에 비해 나머지 처리구의 CH₄ 총 발생량은 감소하는 경향이었으며, 또한 토양개량제의 처리량이 많을수록 CH₄의 총 발생량도 감소하였다.

브로콜리 포트재배 토양에 참깨대 biochar 토양개량제를 처리한 후 조사된 CH₄ 총 발생량은 biochar 토양개량제 처리구인 SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 4.3, 4.1 및 3.7 g CH₄ m⁻² 60 day⁻¹이었다.

사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 브로콜리 포트재배 토양에 처리한 후 CH₄ 총 발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-445에서 보는 바와 같이 biochar 토양개량제를 처리하지 않은 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 사과나무 biochar 토양개량제를 투입한 처리구에서 AB50 (4.7 g CH₄ m⁻² 60 day⁻¹) > AB100 > AB200 처리구 순으로 낮았다.

편백나무 biochar 토양개량제의 처리에 따른 CH₄의 총 발생량 변화를 알아보기 위하여 브로콜리 포트재배 토양에 biochar 토양개량제를 처리한 후 60일이 지난 후에 CH₄ 총 발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-445에서 보는 바와 같다. 전반적으로 CH₄ 발생량 및 CH₄ 누적 발생량과 비슷한 경향으로 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 biochar 토양개량제를 시용한 처리구의 총 CH₄ 발생량이 감소하는 경향이었으며, 또한 biochar 토양개량제의 투입량이 많을수록 CH₄의 총 발생량이 감소하는 경향이었다. 따라서 biochar 토양개량제를 토양에 투입하였을 시 토양의 산화상태를 양호하게 하여 메탄 발생량을 저감할 수 있을 것으로 판단된다.

대나무 biochar 토양개량제의 처리량에 따른 총 CH₄ 발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-445에서 보는 바와 같이 무처리구 (C)에 비해 biochar 토양개량제 처리구의 CH₄ 총 발생량이 낮았으며, biochar 토양개량제 처리조건에서는 biochar 토양개량제의 투입량이 많을수록 CH₄의 총 발생량은 감소하였다.

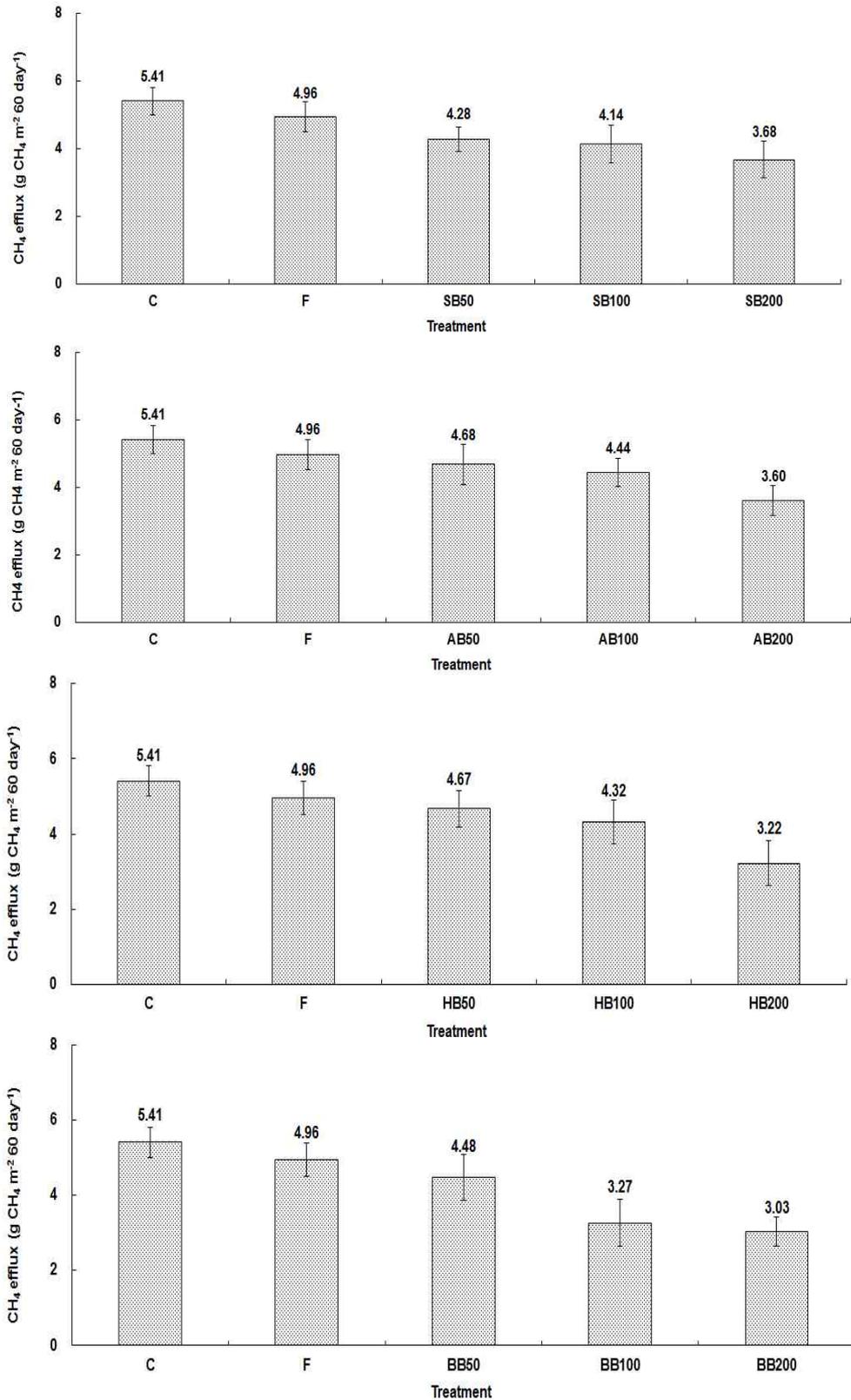


Fig. 3-445. 브로콜리 포트시험에서 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용량별 CH₄ 총 발생량 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

이상의 결과를 이용하여 브로콜리재배 중 CH₄의 기본 배출계수 및 브로콜리 재배 전기간 동안의 CH₄ 총 배출량을 조사한 결과는 Table 3-58 및 Fig. 3-446에서 보는 바와 같다.

참깨대 biochar 토양개량제를 브로콜리 재배에 처리한 후 조사된 CH₄의 기본 배출계수는 무처리구 (C)에서 0.90 kg ha⁻¹ day⁻¹으로 처리구중 가장 높게 조사되었으며, 참깨대 biochar 토양개량제의 처리량이 많을수록 CH₄가 낮아지는 경향이였다. 브로콜리재배 60일간의 CH₄ 총 배출량은 무처리구 (C)에서 54.1 kg ha⁻¹ day⁻¹으로 가장 높았으며, 비료처리구 (F), SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 49.6, 42.8, 41.4 및 36.8 kg ha⁻¹ day⁻¹으로 조사되었다.

브로콜리재배시 사과나무 전정지 biochar 토양개량제의 처리량을 달리하였을 때 CH₄의 기본 배출계수를 산정한 후 60일간 총 배출량은 biochar 토양개량제가 투입된 처리구 중 AB100 처리구의 기본 배출계수는 0.740 kg ha⁻¹ day⁻¹이었으며, biochar 토양개량제의 투입량이 많을수록 CH₄의 배출량은 점점 감소하여 AB200 처리구에서는 0.599 kg ha⁻¹ day⁻¹이었다. 브로콜리 포트실험에서 60일 동안에 배출된 CH₄의 총 배출량은 무처리구 (C)에서 54.1 kg ha⁻¹으로 가장 많은 CH₄가 배출되었으며, biochar 토양개량제 처리구의 평균 총 배출량인 42.4 kg ha⁻¹에 비해 약 11.7 kg ha⁻¹ 정도의 많은 배출량을 보였다 (Table 3-58 및 Fig. 3-446).

편백나무 biochar 토양개량제를 브로콜리 재배실험 토양에 투입한 후 조사된 CH₄의 기본 배출계수를 산정한 결과는 Table 2-15에서 보는 바와 같이 biochar 토양개량제를 투입한 처리구의 CH₄ 기본 배출량은 처리조건에 상관없이 0.537~0.779 kg ha⁻¹ day⁻¹ 범위이었으며, 평균 0.687 kg ha⁻¹ day⁻¹으로 무처리구 (C)에 비해 낮은 배출계수를 보였다. 이와 같은 결과를 바탕으로 브로콜리 재배 60일 동안에 CH₄ 총 배출량을 산정한 결과는 Fig. 3-446과 같이 C (54.1 kg ha⁻¹ day⁻¹) > F > HB50 > HB100 > HB200 처리구 순으로 조사되었다.

대나무 biochar 토양개량제를 투입한 브로콜리 재배 토양에서 발생하는 CH₄의 기본 배출계수를 산정한 결과는 Table 3-58과 같이 BB50 처리구에서 0.747 kg ha⁻¹ day⁻¹, BB100 처리구에서 0.545 kg ha⁻¹ day⁻¹ 및 BB200 처리구에서 0.505 kg ha⁻¹ day⁻¹이었으며, 이는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 낮게 조사된 값으로 biochar 토양개량제에 의한 CH₄ 저감효율이 있는 것으로 판단된다. 대나무 biochar 토양개량제 사용수준에 따른 브로콜리 재배 90일간의 CH₄ 총 배출량은 BB50, BB100 및 BB200 처리구에서 각각 44.8, 32.7 및 30.3 kg ha⁻¹으로 조사되었다.

Table 3-58. 농림 부산물 biochar 토양개량제 시용량별 CH₄ 기본 배출계수 산정

Treatment	CH ₄ emission	Mean CH ₄ emission rate
	(g m ⁻² day ⁻¹)	(kg ha ⁻¹ day ⁻¹)
C	0.090±0.108	0.90±1.08
F	0.083±0.104	0.83±1.04
SB50	0.071±0.095	0.71±0.95
SB100	0.069±0.093	0.69±0.93
SB200	0.061±0.085	0.61±0.85
AB50	0.078±0.098	0.780±0.98
AB100	0.074±0.094	0.740±0.94
AB200	0.060±0.073	0.599±0.73
HB50	0.078±0.100	0.78±1.00
HB100	0.072±0.091	0.72±0.91
HB200	0.054±0.069	0.54±0.69
BB50	0.075±0.095	0.75±0.95
BB100	0.054±0.063	0.54±0.63
BB200	0.051±0.058	0.51±0.58

(C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

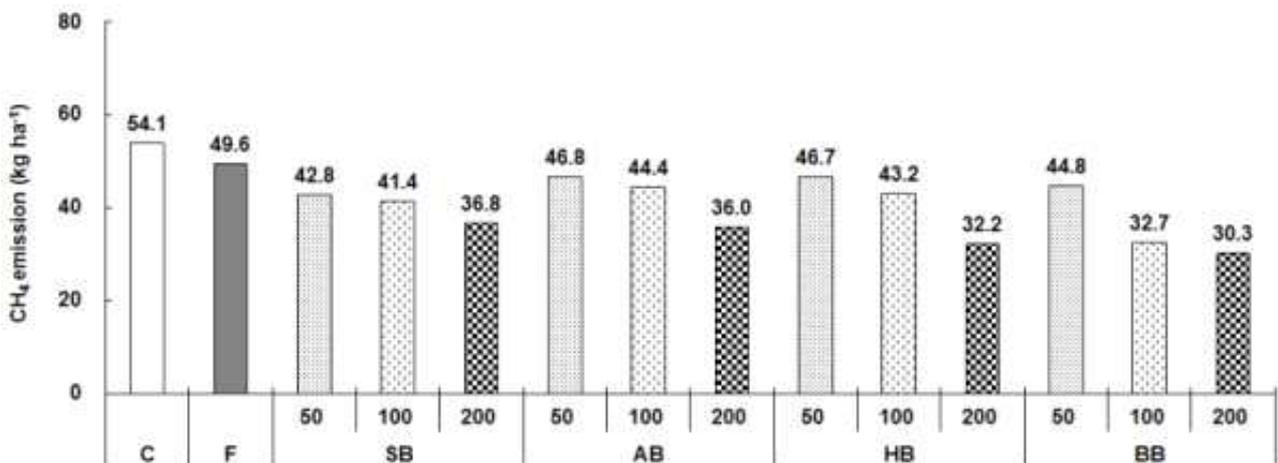


Fig. 3-446. 브로콜리 포트시험에서 농림 부산물 biochar 시용수준에 따른 60일간의 CH₄ 총 배출량 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

(2) N₂O 모니터링

참깨대 biochar 토양개량제의 수준별 처리에 따른 브로콜리재배 토양내 N₂O 발생량을 조사한 결과는 Fig. 3-447과 같다. 브로콜리 재배 5일째의 N₂O의 발생량은 비료처리구 (F)에서 491.25 ug N₂O m⁻² hr⁻¹으로 가장 높았다. 이후 재배기간이 지날수록 N₂O 발생량은 시기에 따라 차이를 보였으나, biochar 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 발생이 감소하는 경향이 있었다. 총 재배기간이 60일째의 N₂O 발생량은 F (13.8 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) > SB50 > SB100 > SB200 > C 처리구 순으로 발생되었다.

사과나무 전정지 biochar 토양개량제의 처리조건에 따른 브로콜리재배 토양내 N₂O 발생량은 참깨대 biochar 토양개량제와 비슷한 경향으로 비료처리구 (F)에서 생육초기 및 전 생육기간 동안 가장 높은 N₂O 발생량을 보였으며, biochar 토양개량제의 처리조건에서는 투입량이 많을수록 N₂O의 발생량이 감소하는 경향이 있었다. 따라서 작물재배 시험에서 비료를 처리한 토양에 biochar 토양개량제를 처리할 시에 N₂O의 발생량을 감소시킬 수 있는 방안이 될 것으로 판단된다.

브로콜리 재배시험에서 편백나무로 제조한 biochar 토양개량제를 수준별로 처리한 후 재배기간에 따른 N₂O의 발생량 변화는 전반적으로 비료처리구 (F)에서 가장 높은 발생량을 보였으며, 무처리구 (C)에 비해 biochar 토양개량제 처리구에서 높은 N₂O 발생량을 보였다. 하지만 모든 처리구의 N₂O 발생량은 CH₄ 발생량에 비해 미비하였으며, 생육 60일째에 조사된 N₂O 발생량은 무처리구 (C), 비료처리구 (F), HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 9.78, 13.76, 10.37, 10.19 및 10.13 ug N₂O m⁻² hr⁻¹이었다.

브로콜리 재배시험에서 대나무 biochar 토양개량제의 투입량을 달리한 후 조사된 N₂O의 발생량은 상기 편백나무 biochar를 사용한 후 조사된 N₂O의 경우와 경향이나 효과가 거의 유사하였다. 특히 대나무 biochar 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 발생량은 감소하였으며, 비료처리구의 N₂O 발생량은 모든 처리구중 가장 높은 수준으로 조사되었다. 이는 화학비료의 투입이 토양내 N₂O의 발생의 주된 요인으로 판단되며, 따라서 대나무 biochar를 기존의 화학비료처리구에 사용하였을 때 N₂O의 발생량을 저감할 수 있는 방안이 될 것으로 판단된다.

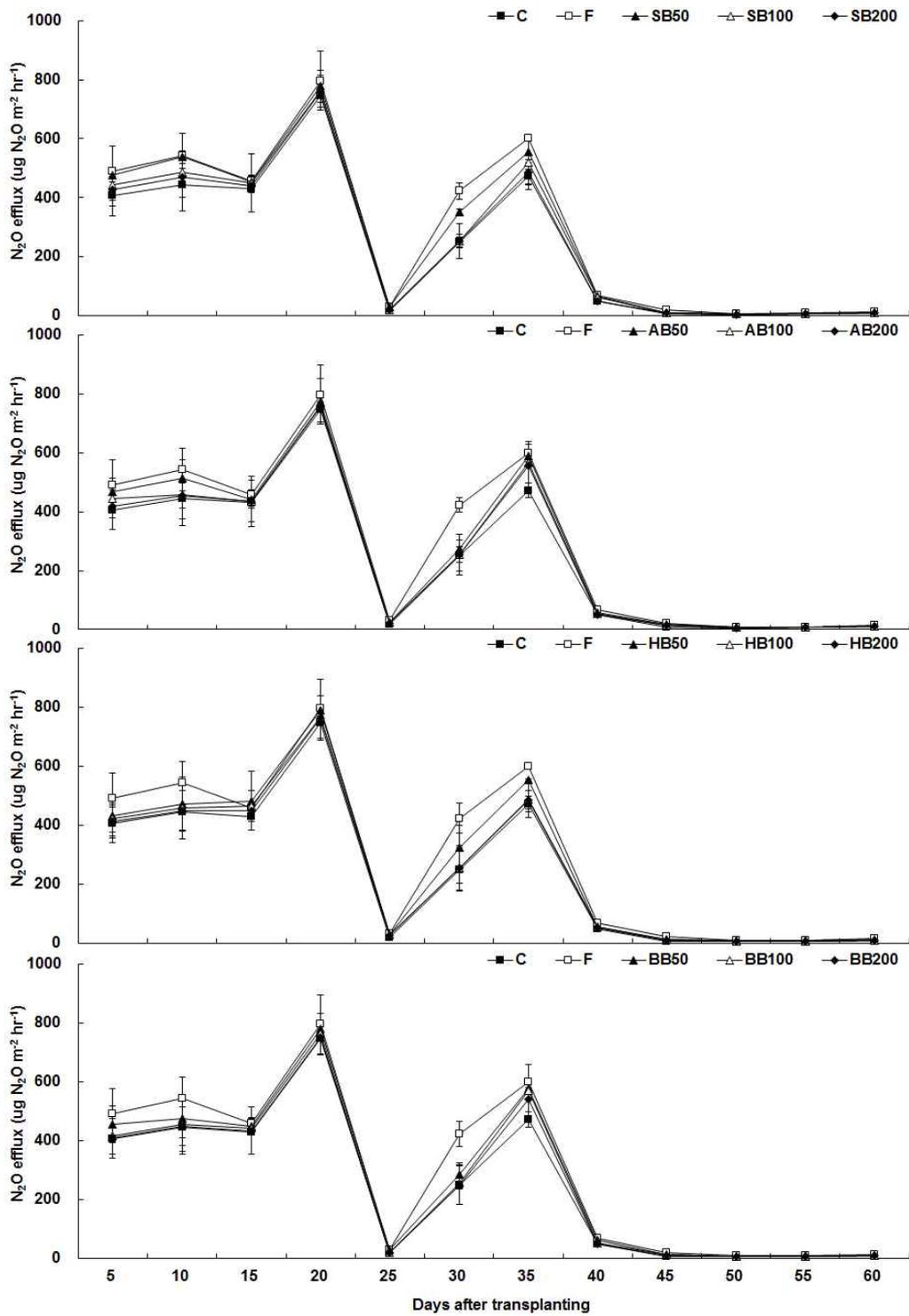


Fig. 3-447. 브로콜리 포트시험에서 농립 부산물 biochar 토양개량제 사용량별 N₂O 발생량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

참깨대 biochar 토양개량제를 투입한 후 브로콜리를 60일 동안 재배하였을 때 발생하는 N₂O의 누적 발생량은 Fig. 3-448과 같이 F 처리구에서 가장 높았으며, biochar 토양개량제 처리구에서는 biochar 시용량에 따른 N₂O 누적 발생량의 차이를 볼 수 있었다. 브로콜리 총 재배기간인 60일째의 N₂O 누적 발생량은 비료처리구 (F)에서 17.31 mg N₂O m⁻² hr⁻¹으로 가장 높았으며, 토양개량제를 처리한 SB50, SB100, SB200 처리구에서는 각각 16.45, 15.17 및 14.70 mg N₂O m⁻² hr⁻¹으로 조사되어 biochar 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 함량이 낮아지는 경향을 볼 수 있었다.

브로콜리 재배시험에서 사과나무 전정지 biochar의 투입량을 달리한 후 조사된 N₂O의 누적 발생량의 경향은 사과나무 전정지 biochar 토양개량제의 처리량이 증가함에 따라 N₂O의 발생량은 감소하였으나, 토양개량제 처리구 중에서는 큰 차이를 보이지 않았으나, 비료처리구 (F)에 비해 확연한 저감효과를 보였다. 따라서 사과나무 전정지 biochar를 토양에 시용하였을 때 N₂O의 발생량을 저감할 수 있는 효과가 있는 것으로 판단된다.

편백나무 biochar 토양개량제를 브로콜리 포트실험에 수준별로 처리한 후 재배기간 동안 누적 N₂O 발생량 변화를 조사한 결과는 Fig. 3-448에서 보는 바와 같다. 브로콜리 이식 후 5일째의 누적 N₂O 발생량은 처리조건에 상관없이 2.03~2.46 mg N₂O m⁻² hr⁻¹으로 조사되었으며, 이후 재배기간에 경과함에 따라 비료처리구 (F)에서 가장 높은 N₂O 누적 발생량을 보였다. 총 재배기간인 60일째에 조사한 N₂O 누적 발생량도 F 처리구에서 가장 높았으며, biochar 토양개량제 처리구의 경우 HB50에서 15.85 mg N₂O m⁻² hr⁻¹, HB100에서 14.86 mg N₂O m⁻² hr⁻¹ 및 HB200에서 14.62 mg N₂O m⁻² hr⁻¹ 이었다.

브로콜리 재배시험에서 대나무 biochar 토양개량제의 투입량을 달리한 후 조사된 N₂O의 누적 발생량은 상기 편백나무 biochar를 시용한 후 조사된 N₂O의 경우와 경향이나 효과가 거의 유사하였다. 대나무 biochar 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 발생량은 감소하였으며, 비료처리구의 N₂O 발생량은 모든 처리구중 가장 높은 수준으로 조사되었다. 이는 화학비료의 투입이 토양내 N₂O의 발생의 주된 요인으로 판단되며, 따라서 대나무 biochar를 기존의 화학비료 처리구에 시용하였을 때 N₂O의 발생량을 저감할 수 있는 방안이 될 것으로 판단된다.

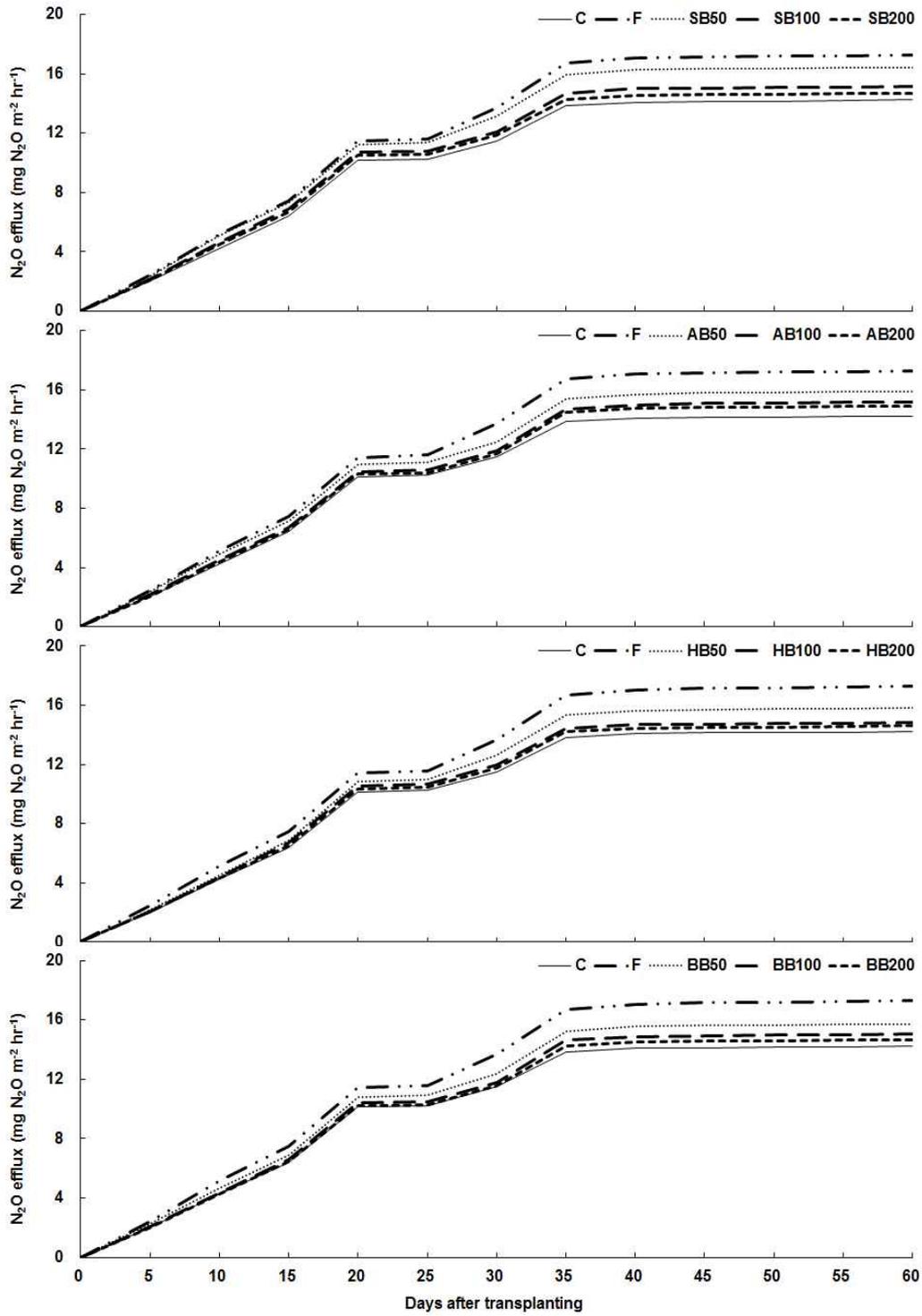


Fig. 3-448. 브로콜리 포트시험에서 참깨대 biochar 토양개량제 시용량별 N₂O 누적 발생량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

참깨대 biochar 토양개량제의 투입량에 브로콜리 포트시험 토양의 총 N₂O 발생량은 Fig. 3-449에서 보는 바와 같다. 토양내 N₂O의 총 발생량은 무처리구 (C), 비료처리구 (F), SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 341.7, 415.4, 394.7, 364.0 및 352.8 mg N₂O m⁻² 60 day⁻¹으로 조사되었으며, biochar 토양개량제의 처리량이 증가할수록 N₂O의 총 배출량은 감소하는 경향이였다.

브로콜리 재배시험에서 사과나무 전정지 biochar 토양개량제의 투입량을 달리한 후 조사된 N₂O의 총 발생량은 상기 참깨대 biochar를 사용한 후 조사된 N₂O의 경우와 경향이나 효과가 거의 유사한 경향이였다. 특히 사과나무 전정지 biochar 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 발생량은 감소하였다. 따라서 사과나무 전정지 biochar를 토양에 사용하였을 때 N₂O의 발생량을 저감할 수 있는 효과가 있는 것으로 판단된다.

브로콜리 포트시험에 편백나무 biochar 토양개량제를 처리한 후 60일째에 조사된 N₂O 총 발생량은 토양개량제 처리구가 비료처리구에 비해 낮았으며, biochar 토양개량제의 투입량이 많을수록 N₂O의 총 발생량도 낮아지는 경향으로 biochar 토양개량제 처리구인 HB50, HB100 및 HB200 처리구에서 각각 380.31, 356.63 및 360.78 mg N₂O m⁻² 60 day⁻¹이었다.

대나무 biochar 토양개량제를 브로콜리 재배시험에 처리한 후 처리조건에 따라 조사된 N₂O의 총 발생량은 F (415.42 mg N₂O m⁻² 60 day⁻¹) > BB50 > BB100 > BB200 > C 처리구 순으로 조사되었다.

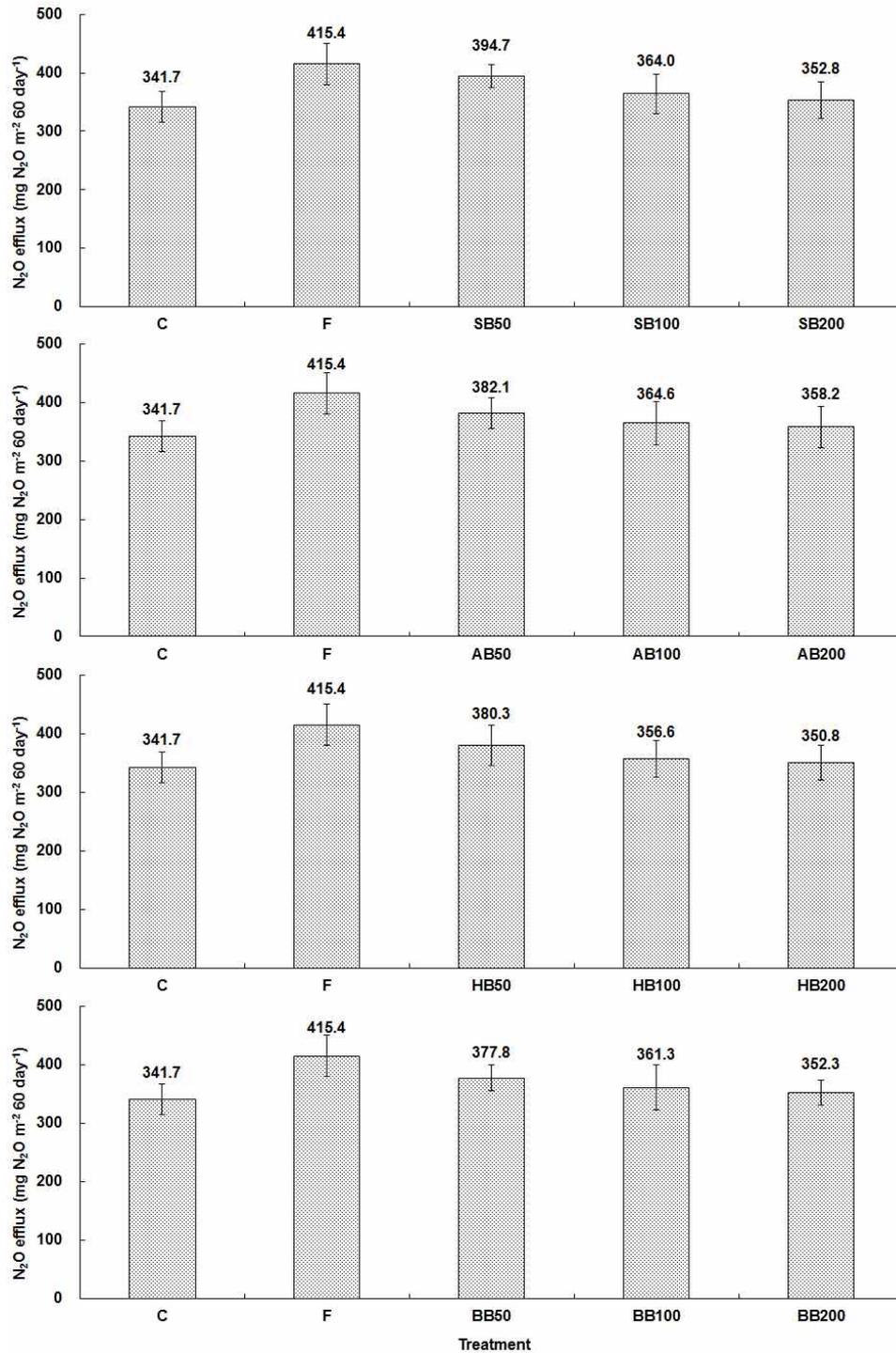


Fig. 3-449. 브로콜리 포트시험에서 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용량별 N₂O 총 발생량 변화 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

이상의 결과를 종합하여 biochar 토양개량제의 투입량에 따른 N₂O의 기본배출계수 및 총 배출량을 산정한 결과는 Table. 3-59 및 Fig. 3-450에서 보는 바와 같다.

참깨대 biochar 토양개량제의 투입량에 따른 N₂O의 기본 배출계수 및 60일간 총 배출량은 SB50, SB100 및 SB200 처리구에서 각각 0.066, 0.061 및 0.059 kg ha⁻¹ day⁻¹ 수준으로 평가되어 biochar 토양개량제의 투입량이 많아질수록 N₂O의 함량이 감소하는 특성을 나타내었다. 브로콜리의 총 재배기간인 60일동안 조사된 N₂O의 총 배출량도 N₂O 기본 배출계수와 비슷한 경향으로 biochar 토양개량제의 처리량이 증가함에 따라 N₂O의 총 배출량이 감소하는 것을 볼 수 있었다.

사과나무 전정지 biochar 토양개량제를 브로콜리 포트재배 토양에 처리한 후 N₂O의 기본 배출계수 및 총 배출량은 전반적으로 비료처리구 (F)의 N₂O 배출량이 가장 높았으며, 토양개량제를 투입한 처리구에서는 biochar의 처리량이 많을수록 N₂O의 배출량이 감소하는 경향이 있었다. 생육 60일째에 조사된 N₂O 총 배출량은 무처리구 (C), 비료처리구 (F), AB50, AB100 및 AB200 처리구에서 각각 3.42, 4.15, 3.82, 3.65 및 3.58 kg ha⁻¹이었다.

브로콜리 재배시험에서 편백나무 biochar를 투입수준을 달리하여 투입하였을 경우에 N₂O의 기본 배출계수를 산정한 결과는 Table 3-59에서 보는 바와 같이 토양개량제 처리구에서 처리 조건에 상관없이 0.058~0.063 kg ha⁻¹ day⁻¹ 범위로 조사되어 비료처리구 (F)의 0.069 kg ha⁻¹ day⁻¹에 비해 낮은 배출계수를 보였다. 이와 같은 결과를 바탕으로 브로콜리 생육 60일간의 총 N₂O 배출량을 산정한 결과는 Fig. 3-450과 같이 F (4.15 kg ha⁻¹) > HB50 > HB100 > HB200 > C 처리구 순으로 N₂O가 배출되었다.

대나무 biocar 토양개량제 사용량별 N₂O 배출계수는 비료처리구 (F)에서 0.069 kg ha⁻¹ day⁻¹으로 가장 높았으며, biochar 토양개량제 처리구에서 투입량에 상관없이 0.059~0.063 kg ha⁻¹ day⁻¹ 범위로 비료처리구 (F)에 비해 낮게 산정되었다. 이와 같은 결과를 토대로 N₂O 총 배출량을 산정한 결과는 Fig. 3-450과 같이 무처리구 (C)에서 3.42 kg ha⁻¹, F 처리구에서 4.15 kg ha⁻¹, BB50 처리구에서 3.78 kg ha⁻¹, BB100 처리구에서 3.61 kg ha⁻¹ 및 BB200 처리구에서 3.52 kg ha⁻¹으로 조사되었다.

Table 3-59. 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용량별 N₂O 기본 배출계수 산정

Treatment	N ₂ O emission	Mean N ₂ O emission rate
	(mg m ⁻² day ⁻¹)	(kg ha ⁻¹ day ⁻¹)
C	5.695±6.140	0.057±0.061
F	6.924±6.968	0.069±0.070
SB50	6.579±6.742	0.066±0.067
SB100	6.066±6.433	0.061±0.064
SB200	5.881±6.311	0.059±0.063
AB50	6.368±6.701	0.064±0.067
AB100	6.077±6.459	0.061±0.065
AB200	5.969±6.389	0.060±0.064
HB50	6.338±6.633	0.063±0.066
HB100	5.944±6.329	0.059±0.063
HB200	5.846±6.262	0.058±0.063
BB50	6.296±6.620	0.063±0.066
BB100	6.021±6.473	0.060±0.065
BB200	5.871±6.321	0.059±0.063

(C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar)

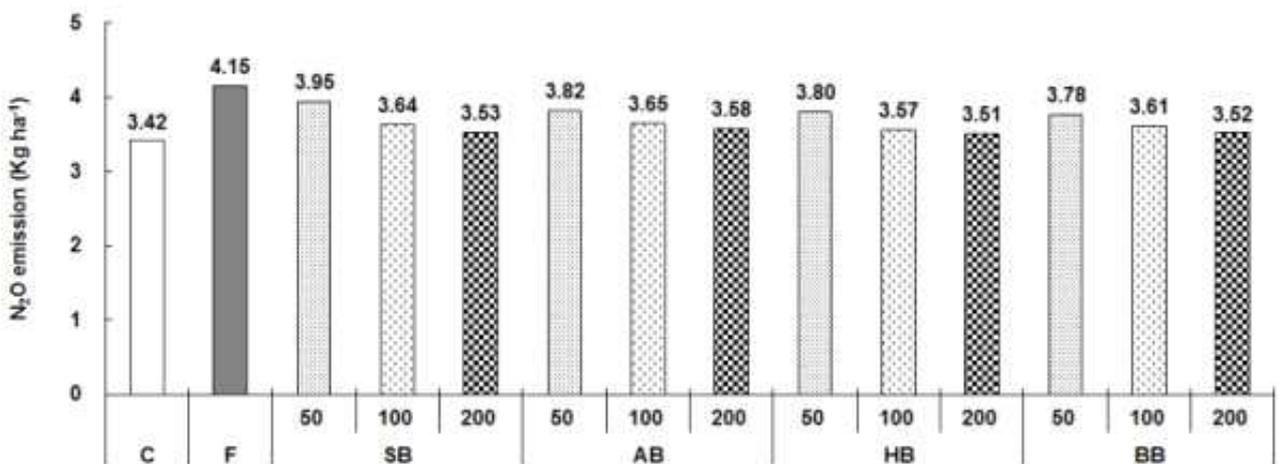


Fig. 3-450. 브로콜리 포트시험에서 농립 부산물 biochar 시용수준에 따른 60일간의 N₂O 총 배출량 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

나) Biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율 평가

(1) CH₄ 저감효율 평가

농림 부산물 biochar 토양개량제의 종류에 브로콜리재배 토양내 CH₄의 저감효율을 처리구에 따라 비교한 결과는 Fig. 3-451에서 보는 바와 같다. 참깨대, 사과나무 잔가지, 편백나무 및 대나무 biochar 토양개량제 처리구에서 발생하는 CH₄의 발생은 무처리구 (C) 대비 14~44% 범위의 감소효과를 나타내었으며, 비료처리구 (F)와 비교하였을 때에는 6~39% 범위로 감소되었다. 따라서 브로콜리 재배시 농림 부산물 biochar 토양개량제를 사용하였을 경우 CH₄를 저감하기 위한 좋은 방안이 될 것으로 판단된다.

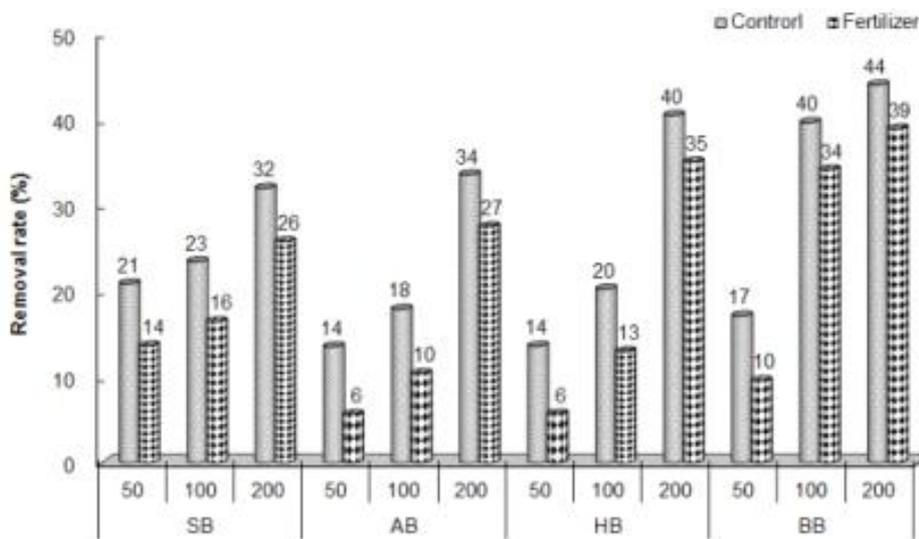


Fig. 3-451. 농림 부산물 biochar 토양개량제 종류별 CH₄ 저감효율 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

(2) N₂O 저감효율 평가

브로콜리 재배시 농림 부산물 biochar의 처리량에 따른 N₂O의 저감효율 평가는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F) 대비 토양개량제 처리구에서 발생하는 N₂O를 대상으로 실시하였다. 농림 부산물 biochar 토양개량제의 종류에 상관없이 무처리구 (C)에 비해 토양개량제 처리구의 N₂O의 발생이 많았으나, 비료처리구 (F)와 비교한 결과 토양개량제 처리구에서 발생하는 N₂O가 감소하는 경향이였으며, 또한 토양개량제의 처리량이 증가할수록 N₂O의 저감효율도 증가하는 경향이였다. 따라서 브로콜리 재배시 농림 부산물 biochar 토양개량제를 사용한다면 N₂O를 저감하기 위한 좋은 방안이 될 것으로 판단된다 (Fig 3-452).

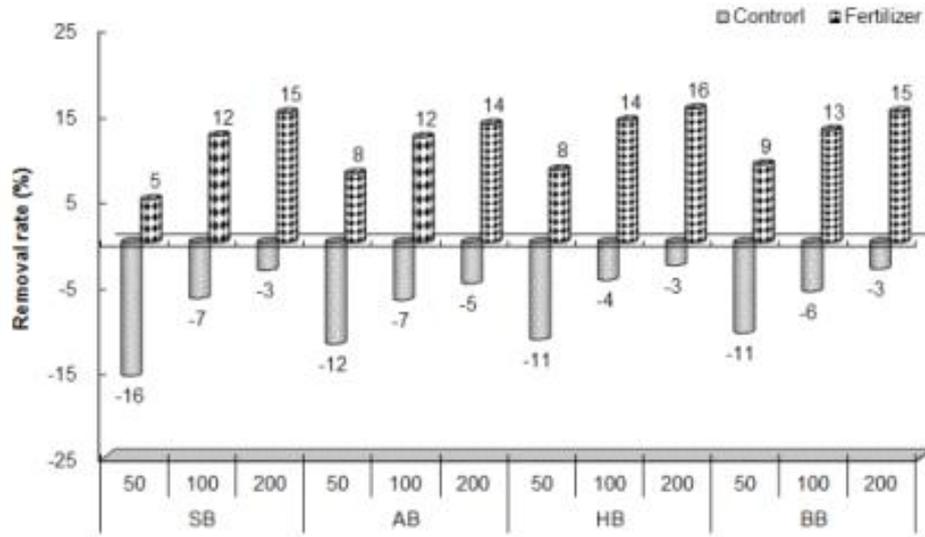


Fig. 3-452. 농립 부산물 biochar 토양개량제 종류별 N₂O 저감효율 (C: control, F: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, AB: apple tree branch biochar, HB: hinoki cypress biochar, BB: bamboo biochar).

6) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과 구명

가) 작물의 생육 특성

농업용 biochar의 토양 시용이 식물의 생육에 미치는 영향을 조사하기 위하여 건조 토양 및 염류집적 토양에서 벼를 재배하였으며, 수확기 전경은 Fig. 3-453에서 보는 바와 같다. 전반적으로 염류집적 토양에서 생육한 벼가 건조 토양에서 생육한 벼에 비해 벼의 분얼수, 이삭수, 수량 등이 많아 보였다.

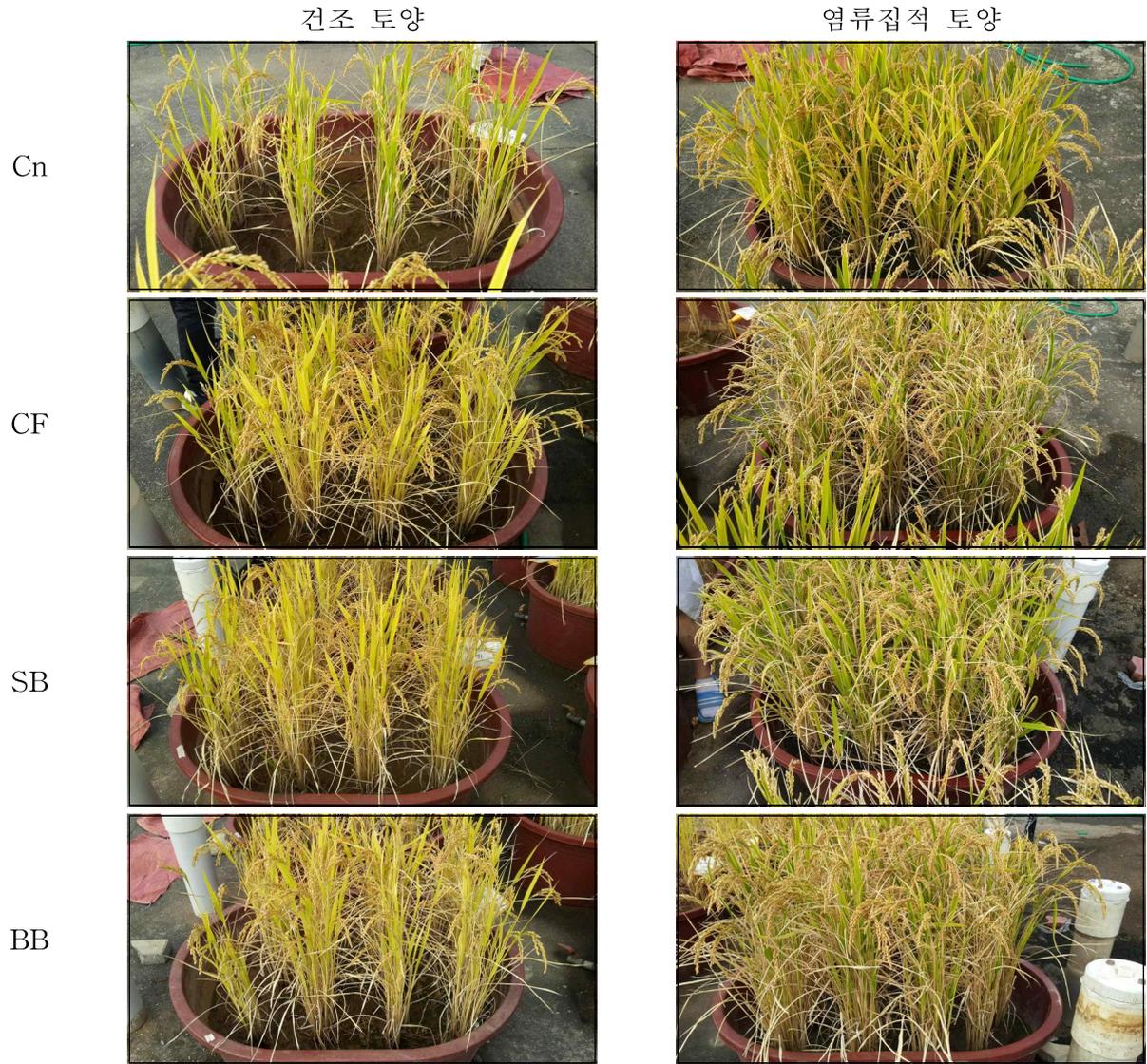


Fig. 3-453. 토양조건에 따른 벼의 수확기 전경 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

건조 토양 및 염류집적 토양에서 biochar 시용에 따른 벼의 엽색도를 조사한 결과는 Fig. 3-454에서 보는 바와 같이 토양 조건에 따른 엽색도 차이는 크게 없었다. 건조 토양에서 벼의 엽색도는 처리구에 상관없이 분얼기에 28.4~29.6, 유수형성기에 28.8~30.8, 출수기에 31.0~33.0 범위로 점차 증가하는 경향을 보였으며, 수확벼 이앙 후 분얼기에 처리구에 상관없이 27.5~29.2 범위를 나타내었고, 이후 등숙기에 21.5~21.9 범위로 점차 감소하는 경향을 나타내었다. 염류집적 토양에서 벼의 엽색도 변화는 건조 토양에서 조사된 벼의 엽색도 결과와 유사한 경향으로 모든 처리구에서 벼의 엽색도는 8월까지 증가되었고, 이후부터 점차 감소되는 경향으로 조사되었다.

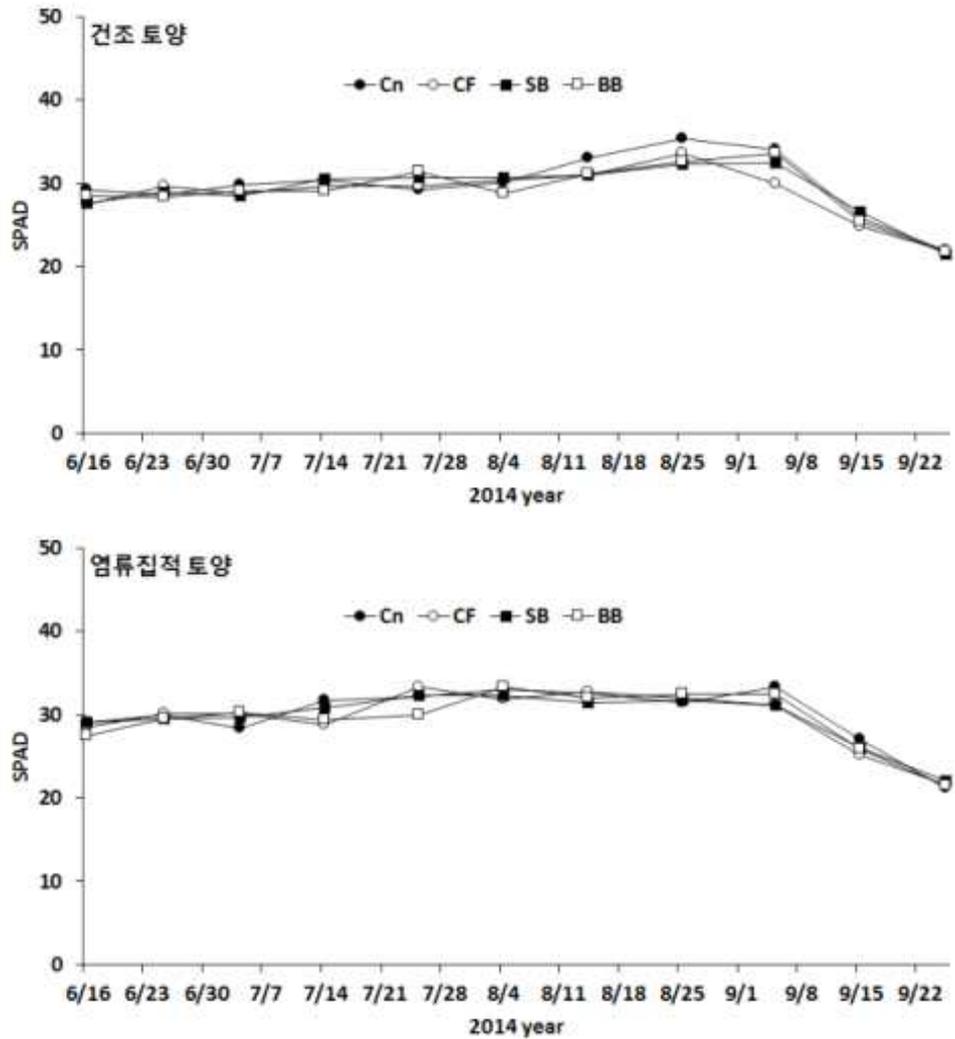


Fig. 3-454. 토양조건별 엽색도 변화 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

건조 토양 및 염류집적 토양에서 벼의 수량구성요소 및 수량을 조사한 결과는 Fig. 3-455 및 3-456에서 보는 바와 같다.

건조 토양에서 조사된 벼의 수량구성요소 및 수량은 전반적으로 biochar 시용 처리구인 SB 및 BB 처리구에서 높게 조사되었다. 벼의 간장은 SB (48.05 cm) > BB ≥ CF > Cn 처리구 순으로 높았으며, 벼의 수장도 간장과 유사한 경향을 나타내었다. 벼의 이삭수는 Cn 처리구에서 7.35개, CF 처리구에서 7.45개, SB 처리구에서 9.95개, BB 처리구에서 8.40개로 조사되었고, 벼의 이삭당립수는 벼의 이삭수와 유사한 경향으로 SB 및 BB 처리구가 Cn 및 CF 처리구에 비해 높은 생육을 보였다. 벼의 천립중은 SB 처리구가 28.19 g으로 다른 처리구에 비해 높았고, 화학비료와 biochar 무 시용구인 Cn 처리구가 24.98 g으로 가장 낮게 조사되었다. 이상의 결과를 바탕으로 단위면적 (m²) 당 벼의 수량을 조사한 결과는 SB (422 g m⁻²) > BB (362 g m⁻²) > CF (341 g m⁻²) > Cn (170 g m⁻²) 처리구 순으로 높게 조사되었다.

염류집적 토양에서 조사된 벼의 수량구성요소 및 수량 결과는 건조 토양에서 조사된 생육 결과와 유사한 경향으로 biochar 사용 처리구에서 높은 생육을 보였으나, CF 처리구가 Cn 처리구에 비해 저조한 생육을 나타내었다. 벼의 간장, 수장 및 이삭수는 처리구에 상관없이 각각 67.85~69.35 cm 범위, 15.78~16.31 cm 범위 및 10.85~11.25개 범위로 처리구간 큰 차이 없이 조사되었다. 이에 반해 벼의 이삭당립수는 Cn 처리구가 89.00개, CF 처리구가 88.30개, SB 처리구가 95.85개 및 BB 처리구가 94.35개로 CF 처리구에서 가장 저조한 생육을 나타내었다. 또한 천립중도 SB > BB > Cn > CF 순으로 조사되었으며, 단위면적 (m²) 당 벼의 수량에서도 SB (802 g m⁻²) > BB (734 g m⁻²) > Cn (698 g m⁻²) > CF (622 g m⁻²) 처리구 순으로 조사되었다. 이와 같은 결과는 CF 처리구의 경우 염류집적 토양에 화학비료를 사용하여 벼의 생육에 저해를 일으킨 것으로 판단되고, Cn 처리구의 경우에는 건조 토양과 달리 토양내 양분이 벼 생육에 적합하게 함유되어 있어 생육이 좋았던 것으로 판단된다.

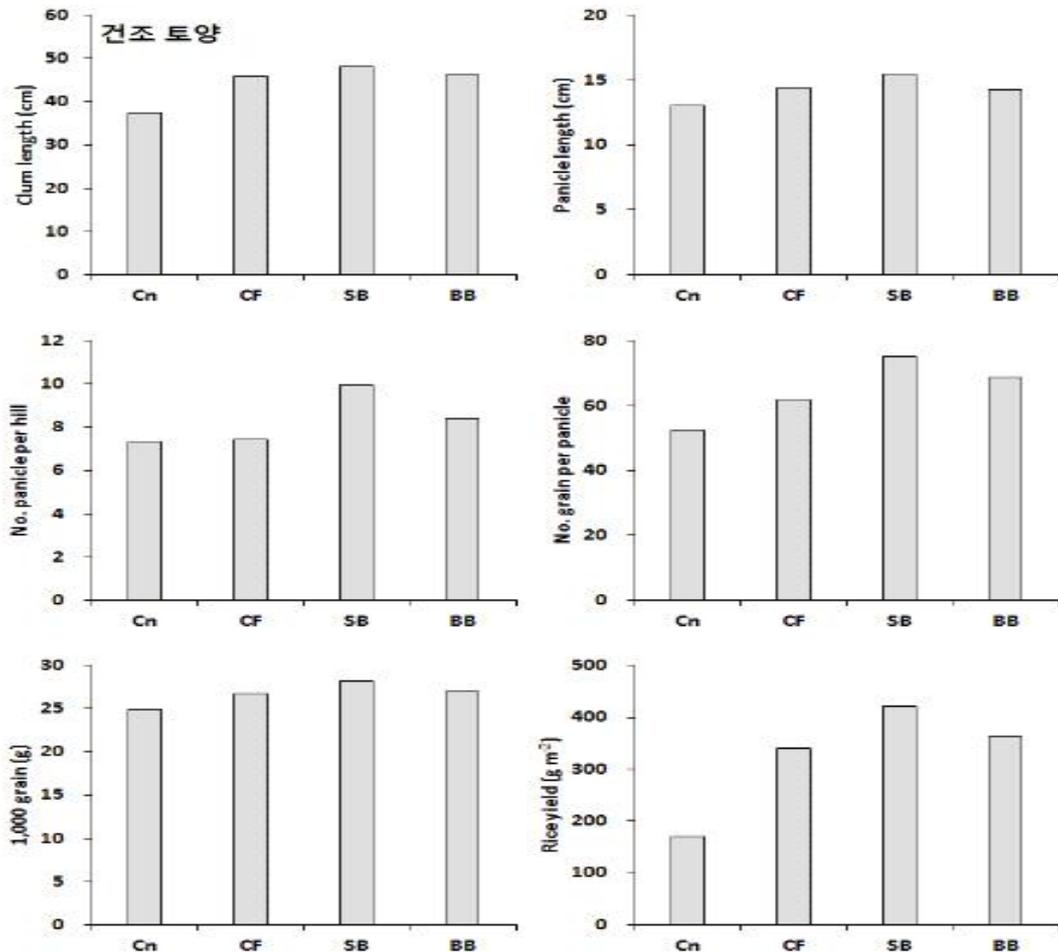


Fig. 3-455. 건조 토양에서 벼의 수량구성요소 및 수량 특성 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

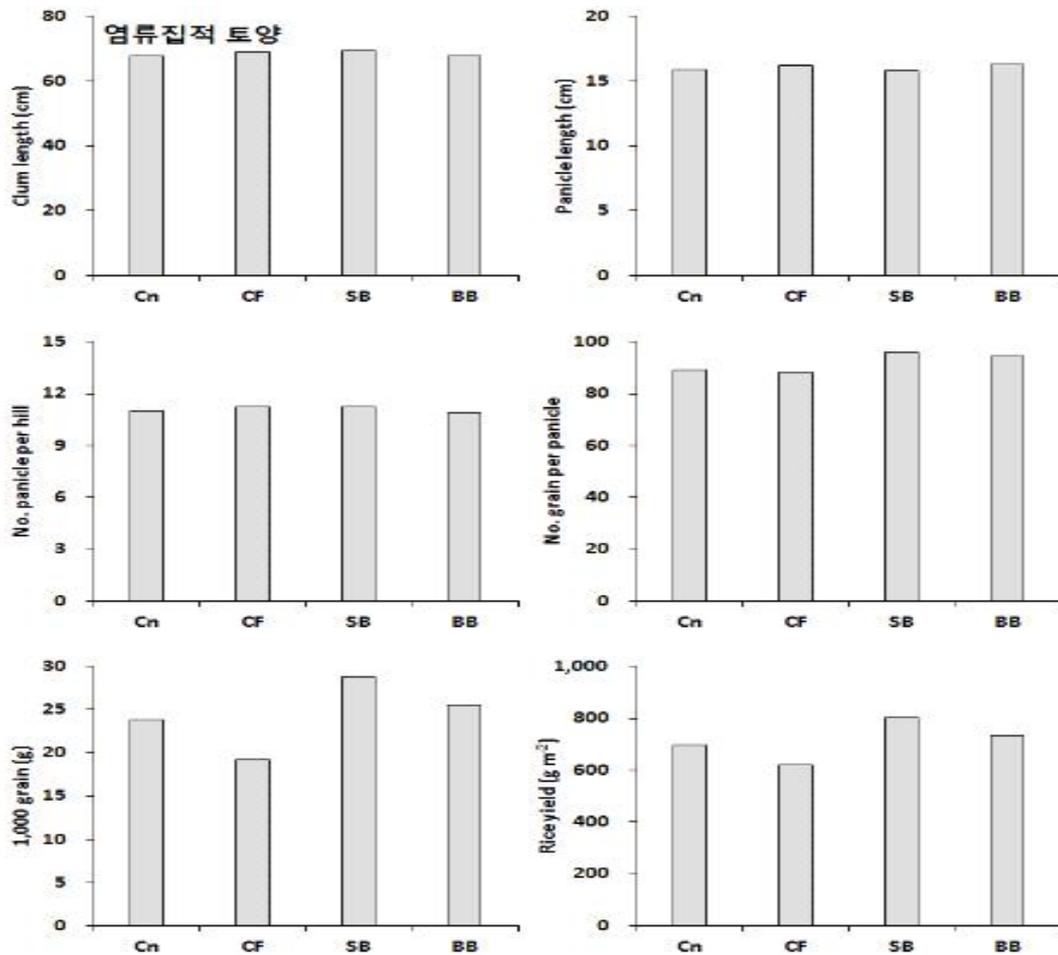


Fig. 3-456. 염류집적 토양에서 벼의 수량구성요소 및 수량 특성 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

나) 작물의 양분흡수효율

건조 토양 및 염류집적 토양에서 생육한 벼의 부위별 무기성분 특성은 Table 3-60과 3-61에서 보는 바와 같이 벼 이삭과 줄기로 나누어 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 함량을 조사하였다.

건조 토양에서 생육한 벼의 무기성분 함량은 전반적으로 이삭이 줄기보다 많은 양분을 흡수한 것으로 조사되었다. 벼 이삭의 T-N 함량은 SB > BB > CF > Cn 처리구 순으로 높았으며, T-P 함량도 T-N 함량과 유사한 경향으로 조사되었다. 벼 이삭의 K 함량은 Cn 처리구에서 0.82%, CF 처리구에서 0.90%, SB 처리구에서 0.76%, BB 처리구에서 0.80%로, CF 처리구에서 가장 높은 K 함량을 나타내었다. 벼 이삭의 Ca 및 Mg 함량은 처리구에 상관없이 각각 0.24~0.29 및 0.08~0.09% 범위로 큰 차이 없이 비슷하였다. 벼 줄기의 T-N 함량은 벼 이삭과 달리 Cn 처리구에서 0.30%로 가장 높았고, CF 처리구가 0.22%로 가장 낮게 조사되었다. 벼 줄기의 T-P 함량은 벼 이삭과 유사한 경향으로 biochar 시용구에서 0.11~0.13% 범위로 가장 높았고, 화학비료와 biochar 무 시용구인 Cn 처리구에서 0.01%로 가장 낮게 조사되었다. 벼 줄기의 K, Ca 및 Mg의 함량은 처리구에 상관없이 각각 0.27~0.33, 0.03~0.04 및 0.09~0.10%

범위로 큰 차이 없었다.

Table 3-60. 건조 토양에서 벼 부위별 무기성분 특성

Treatment	Panicle					Stem				
	T-N	T-P	K	Ca	Mg	T-N	T-P	K	Ca	Mg
	----- (%) -----									
Cn	0.29	0.11	0.82	0.24	0.08	0.30	0.01	0.27	0.03	0.09
CF	0.44	0.12	0.90	0.29	0.08	0.22	0.05	0.33	0.04	0.10
SB	0.61	0.19	0.76	0.26	0.09	0.27	0.11	0.32	0.03	0.10
BB	0.59	0.17	0.80	0.25	0.09	0.25	0.13	0.31	0.03	0.10

(Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)

염류집적 토양에서 조사된 벼의 무기성분 특성은 Table 3-61과 같다. 벼 이삭의 T-N 함량은 CF 처리구가 0.82%로 가장 높았고, 나머지 Cn, SB, BB 처리구에서는 0.75~0.77% 범위로 처리구간 차이가 없었다. 벼 이삭의 T-P 및 K 함량은 T-N 함량과 달리 CF 처리구가 0.19 및 1.09%로 처리구중 가장 낮았고, SB 및 BB 처리구에서 각각 0.33~0.37 및 1.50~1.55% 범위로 가장 높았다. 벼 이삭의 Ca 및 Mg 함량은 건조 토양에서 생육한 벼 이삭과 유사한 경향으로 처리구간 큰 차이 없이 비슷하였다. 벼 줄기의 T-N 함량은 Cn (0.33%) > CF > BB > SB 처리구 순으로 높았고, T-P 함량은 T-N 함량과 반대 경향으로 BB (0.15%) > SB > CF > Cn 처리구 순으로 높았다. 벼 줄기의 K, Ca 및 Mg 함량은 처리구에 상관없이 0.30~0.31, 0.02~0.03 및 0.12~0.13% 범위로 처리구간 차이가 없었다.

Table 3-61. 염류집적 토양에서 벼 부위별 무기성분 특성

Treatment	Panicle					Stem				
	T-N	T-P	K	Ca	Mg	T-N	T-P	K	Ca	Mg
	----- (%) -----									
Cn	0.77	0.27	1.23	0.27	0.16	0.33	0.06	0.30	0.02	0.12
CF	0.82	0.19	1.09	0.30	0.14	0.28	0.11	0.31	0.03	0.13
SB	0.75	0.33	1.50	0.31	0.17	0.18	0.14	0.31	0.02	0.12
BB	0.77	0.37	1.55	0.32	0.18	0.24	0.15	0.31	0.03	0.12

(Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)

건조 토양과 염류집적 토양에서 생육한 벼의 부위별 양분흡수 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-457에서 보는 바와 같이 biochar를 사용한 처리구에서 양분흡수량이 다른 처리구에 비해 높았다. 또한, 벼의 부위별 양분흡수량은 전반적으로 벼 생육이 왕성하고 벼 이삭 및 줄기의 무기성분 함량이 높았던 염류집적 토양에서 생육한 벼가 건조 토양에서 생육한 벼에 비해 높은 양분흡수 특성을 가지고 있었다.

건조 토양에서 조사된 벼 이삭의 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg 흡수량은 처리구에 상관없이 각각 0.49~2.58, 0.18~0.82, 1.40~3.21, 0.40~1.08 및 0.14~0.37 g m⁻²으로 조사되었으며, 전반적으로 T-N과 K의 흡수량이 많았다. 벼 줄기의 T-N 함량은 Cn 처리구에서 0.44 g m⁻², CF 처리구에서 0.93 g m⁻², SB 처리구에서 1.34 g m⁻², BB 처리구에서 1.11 g m⁻²으로 biochar 사용 처리구에서 질소 흡수량이 높았고, T-P, K, Ca 및 Mg 흡수량도 T-N과 유사한 경향으로 조사되었다.

염류집적 토양에서 생육한 벼 이삭의 양분흡수 특성은 전반적으로 생육이 가장 왕성하였던 SB 및 BB 처리구에서 가장 높은 양분흡수 특성을 보였고, 생육이 가장 저조하였던 CF 처리구에서 가장 낮은 양분흡수 특성을 나타내었다. 벼 이삭의 T-N 흡수량은 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 5.34, 5.08, 5.99 및 5.65 g m⁻²으로 biochar 사용 처리구에서 높은 질소 흡수 특성을 나타낸 반면, 벼 줄기의 T-N 흡수량은 Cn 처리구에서 3.18 g m⁻²으로 다른 처리구에 비해 가장 높은 질소 흡수량을 나타내었고, biochar 사용 처리구에서는 1.61~2.07 g m⁻² 범위로 처리구중 가장 낮은 질소 흡수량을 보였다. 벼 이삭의 T-P, K, Ca 및 Mg 흡수량은 처리구에 상관없이 각각 1.21~2.70, 8.59~12.05, 1.85~2.45 및 0.85~1.38% 범위로 조사되었으며, SB 및 BB 처리구의 양분흡수량이 가장 많았다. 벼 줄기의 T-P 흡수량은 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 0.60, 1.04, 1.30 및 1.30%로 조사되었고, K, Ca 및 Mg의 흡수량은 각각 2.69~2.85, 0.18~0.31 및 1.07~1.16% 범위로 큰 차이 없이 비슷하였다.

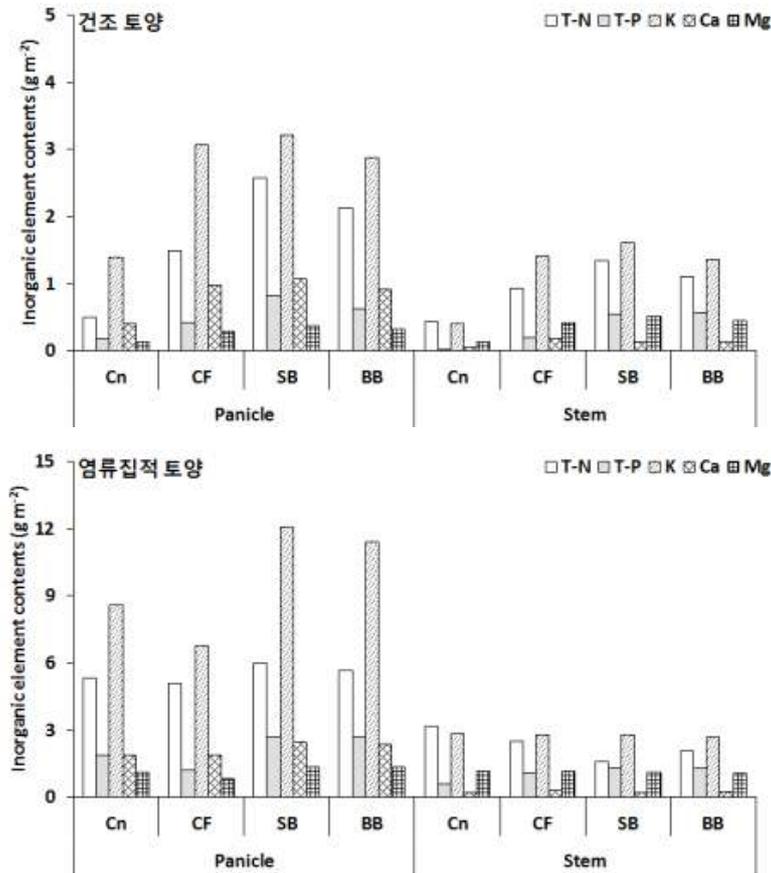


Fig. 3-457. 토양 조건별 및 벼의 부위별 양분흡수 특성 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

토양 조건에 따른 벼의 부위별 양분 분포특성은 벼 이삭 및 줄기의 무기성분 함량, 단위면적 (m²) 당 biomass를 종합적으로 이용하여 조사하였으며 결과는 Fig. 3-458에서 보는 바와 같다.

건조 토양에서 조사된 벼 이삭의 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 구성 비율은 처리구에 상관없이 K (39.84~53.56%) > T-N (18.82~32.05%) > Ca (13.28~15.64%) > T-P (6.81~10.16%) > Mg (4.53~5.26%) 순으로 높은 비율을 가지고 있었다. 벼 줄기에서 조사된 무기성분 구성 비율은 Cn 처리구의 경우 T-N (42.28%) > K > Mg > Ca > T-P 순이었고, CF 처리구의 경우 K (45.14%) > T-N > Mg > T-P > Ca 순이었으며, SB 및 BB 처리구의 경우 K (37.70~38.97%) > T-N > T-P > Mg > Ca 순으로 높게 조사되었다. 염류집적 토양에서 조사된 벼 이삭 및 줄기의 T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 구성 비율은 건조 토양에서 생육한 벼의 무기성분 구성 비율과 유사한 경향으로 T-N 및 K의 비율이 다른 항목에 비해 높았다.

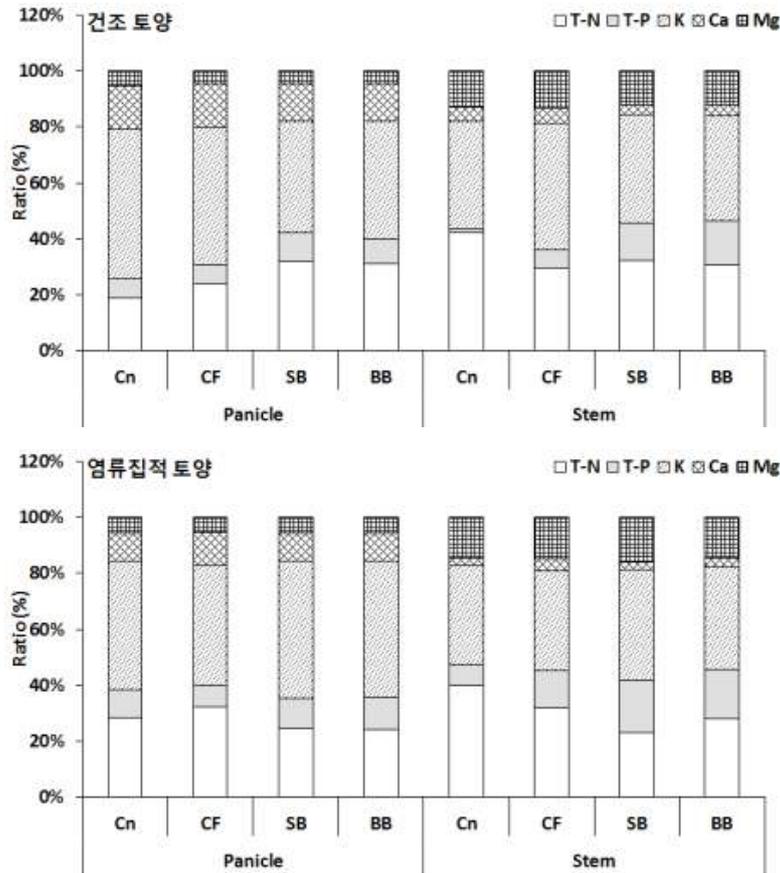


Fig. 3-458. 토양 조건별 및 벼의 부위별 양분 분포특성 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

다) 토양의 이화학적 특성 변화

벼 재배기간 동안 건조 토양 및 염류집적 토양의 이화학적 특성 변화를 조사한 결과는 Table 3-62에서 보는 바와 같다.

벼 수확 후 조사된 건조 토양의 pH는 처리구에 상관없이 5.08~5.62 범위로 증가되었고, 토양내 EC도 0.14~0.18 dS m⁻¹ 범위로 증가되었으며, biochar 시용 처리구에서 증가율이 가장 높았다. Biochar를 시용하지 않은 Cn 및 CF 처리구에서는 벼 수확 후 토양내 O.M이 감소되었으나, SB 및 BB 처리구에서는 biochar의 시용으로 인해 유기물 함량이 증가된 것으로 판단된다. 토양내 T-N 및 Avail. P₂O₅ 함량은 벼 이앙 전에 비해 모든 처리구에서 감소되는 결과를 보였고, CEC의 경우에는 화학비료와 biochar가 투입된 CF, SB 및 BB 처리구에서 벼 이앙전 CEC에 비해 약간 증가되었다. 염류집적 토양에서 조사된 토양내 pH, EC, O.M, T-N, Avail. P₂O₅ 및 CEC의 변화는 전반적으로 건조 토양과 유사한 경향을 나타내었다. 그러나 염류집적 토양에서 조사된 토양내 EC는 건조 토양과 달리 벼 수확 후 감소되었으며, 감소량은 biochar 시용 처리구인 SB 및 BB 처리구가 가장 높은 감소율을 보여주었다. 이는 토양에 시용된 biochar가 토양내 염류를 제거한 것으로 보이며, EC 농도가 가장 높게 조사된 CF 처리구에서

는 높은 EC로 인해 벼의 생육도 저조했던 것으로 판단된다.

Table 3-62. 건조 토양 및 염류집적 토양에서 토양의 이화학적 특성 변화

		Treatment	pH	EC	O.M	T-N	Avail. P ₂ O ₅	CEC
			(1:5)	(dS m ⁻¹)	(g kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	(cmol _c kg ⁻¹)
건조 토양	Before		4.95	0.14	3.48	0.58	25.20	8.90
		Cn	5.08	0.14	3.01	0.28	20.45	8.67
	After	CF	5.31	0.16	3.03	0.37	22.75	10.37
		SB	5.62	0.16	3.69	0.38	22.28	11.19
		BB	5.56	0.18	3.66	0.40	21.49	11.38
염류집적 토양	Before		6.82	2.30	25.35	2.73	328	19.03
		Cn	6.86	2.16	22.86	1.28	146	18.92
	After	CF	6.92	2.22	23.89	1.74	178	19.04
		SB	7.17	1.85	25.22	1.05	159	21.79
		BB	7.27	1.86	27.96	0.79	171	22.60

(Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)

7) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별

시용수준 및 시용방법 정립

가) 토양조건별 biochar 시용시기 정립

본 연구는 biochar 시용시기 정립을 위해 biochar 시용시기를 2014년 5월 18일 (배추 이식 2주전), 2014년 5월 25일 (배추 이식 1주전), 2014년 6월 1일 (배추 이식 당일)로 선정하여 토양 조건별 배추의 생체 biomass를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-459에서 보는 바와 같다. 논 및 밭 토양에서 biochar 시용시기에 따른 배추의 생체 biomass는 배추 이식 2주전 처리구에서 각각 87.0 및 76.2 g plant⁻¹으로 가장 높은 생육을 보였다. 이와 같은 결과는 biochar의 토양 혼입이 빠를수록 토양내에서 안정화되는 시간이 증가되기 때문에 biochar의 시용시기가 가장 빠른 처리구에서 배추의 생육이 가장 좋았던 것으로 판단된다. 또한 본 실험에 사용된 농업용 biochar는 pH와 EC가 높기 때문에 토양 혼입이 늦을수록 작물의 생육 저해를 일으킬 수 있을 것으로 판단된다.

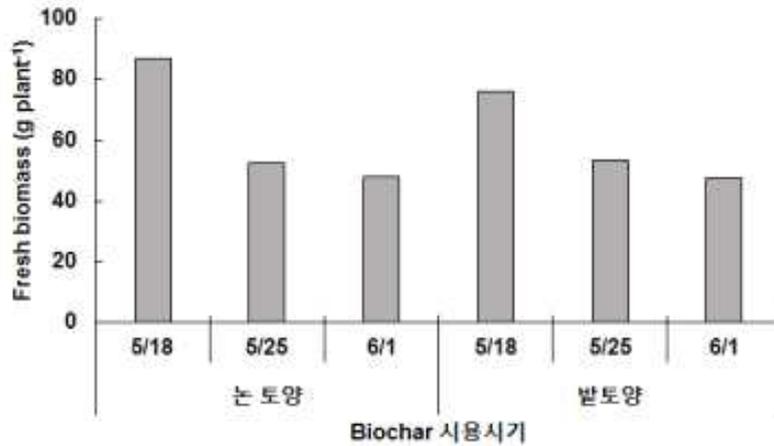


Fig. 3-459. 토양조건별 biochar 사용시기에 따른 배추의 생체 biomass 특성.

나) 토양조건별 biochar 사용수준 정립

논과 밭에서 biochar 사용수준에 따른 배추의 생육 특성을 조사한 결과는 Fig 3-460~3-463 및 Table 3-63에서 보는 바와 같다.

논 토양에서 조사된 배추의 주중은 Cn 처리구에서 1.43 kg plant⁻¹, CF 처리구에서 2.14 kg plant⁻¹으로 조사되었고, SB 및 BB 처리구에서는 biochar 사용수준에 상관없이 각각 2.25~2.39 및 2.20~2.34 kg plant⁻¹ 범위로 조사되었다. 배추의 근중은 BB > SB > CF > Cn 처리구 순으로 높았으며, 전반적으로 모든 항목에서 Cn 및 CF 처리구에 비해 biochar 사용 처리구가 높은 생육을 보였으나 biochar 사용수준에 따른 큰 차이는 없었다.

밭 토양에서 조사된 배추의 생육은 논 토양에서 생육한 배추와 유사한 경향으로 biochar 사용 처리구가 다른 처리구에 비해 높은 생육을 보였다. 배추의 주중은 전반적으로 Cn 및 CF 처리구에 비해 biochar를 사용한 처리구가 높게 조사되었으며, SB 처리구의 경우 SBL > SBM > SBH 처리구 순으로 높았고, BB 처리구의 경우 BBL > BBH ≥ BBM 처리구 순으로 biochar 사용 수준에 따라 다른 생육 특성을 보였다. 배추의 구중 및 근중의 경우, SB 처리구에서는 SBL 처리구에서 각각 3.49 kg plant⁻¹ 및 24.37 g plant⁻¹으로 가장 높았고, BB 처리구에서는 BBL 처리구에서 각각 3.14 kg plant⁻¹ 및 23.80 g plant⁻¹으로 가장 높은 생육을 보였다.

이상의 결과를 바탕으로 논과 밭에서 배추의 수확량을 조사한 결과는 Fig. 3-464 및 Fig. 3-465과 같다. 논에서 생산된 배추의 생산량은 SBM 처리구와 BBL 처리구에서 각각 143.4 ton ha⁻¹ 및 140.4 ton ha⁻¹으로 다른 처리구에 비해 가장 높은 생산량을 보였다.

밭에서 배추의 생산량은 SB 및 BB 처리구가 CF 처리구에 비해 높은 생산량을 보였으며, SB 처리구에서는 SBL > SBM > SBH 순으로 높은 생산량을 보였고, BB 처리구의 경우 BBL, BBM, BBL 처리구에서 각각 285.6, 226.2 및 228.0 ton ha⁻¹으로 biochar 사용량이 가장 적은 처리구에서 가장 높은 배추 생산량을 나타내었다.

Table 3-63. 토양조건별 biochar 사용수준에 따른 배추의 생육 특성

Treatment	주중	구중	근중	외엽수	내엽수	구폭	구고	
	(kg plant ⁻¹)	(g plant ⁻¹)	(g plant ⁻¹)	(number plant ⁻¹)	(number plant ⁻¹)	(cm plant ⁻¹)	(cm plant ⁻¹)	
Paddy	Cn	1.43	0.58	12.63	20.0	42.0	9.3	20.7
	CF	2.14	1.44	14.12	14.0	55.3	12.9	26.4
	SBL	2.25	1.11	18.43	15.7	52.7	12.8	26.6
	SBM	2.39	1.37	18.56	15.3	56.0	13.1	28.1
	SBH	2.31	1.20	18.63	19.3	52.3	12.5	26.6
	BBL	2.34	1.18	19.11	18.7	57.7	12.2	27.5
	BBM	2.29	1.17	18.48	21.0	57.0	12.6	27.9
	BBH	2.20	1.11	19.35	13.0	56.7	13.4	27.1
Upland	Cn	0.81	0.38	14.38	17.3	37.3	8.5	21.5
	CF	2.13	1.55	18.39	15.0	71.7	13.8	27.0
	SBL	5.14	3.49	24.37	19.7	74.3	17.7	33.3
	SBM	3.81	2.38	20.98	20.3	68.3	14.9	30.6
	SBH	3.47	2.18	21.62	18.7	72.7	15.7	30.3
	BBL	4.76	3.14	23.80	20.0	78.3	17.3	30.8
	BBM	3.77	2.47	22.41	18.7	71.0	15.1	29.3
	BBH	3.80	2.55	22.07	16.7	73.0	16.0	31.7

(Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)



Cn



CF



SBL



BBL



SBM



BBM



SBH



BBH

Fig. 3-460. 논에서 수확한 배추 전경 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).



Cn



CF



SBL



BBL



SBM



BBM



SBH



BBH

Fig. 3-461. 논에서 수확된 배추 단면 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).



Cn



CF



SBL



BBL



SBM



BBM



SBH



BBH

Fig. 3-462. 밭에서 수확한 배추 전경 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

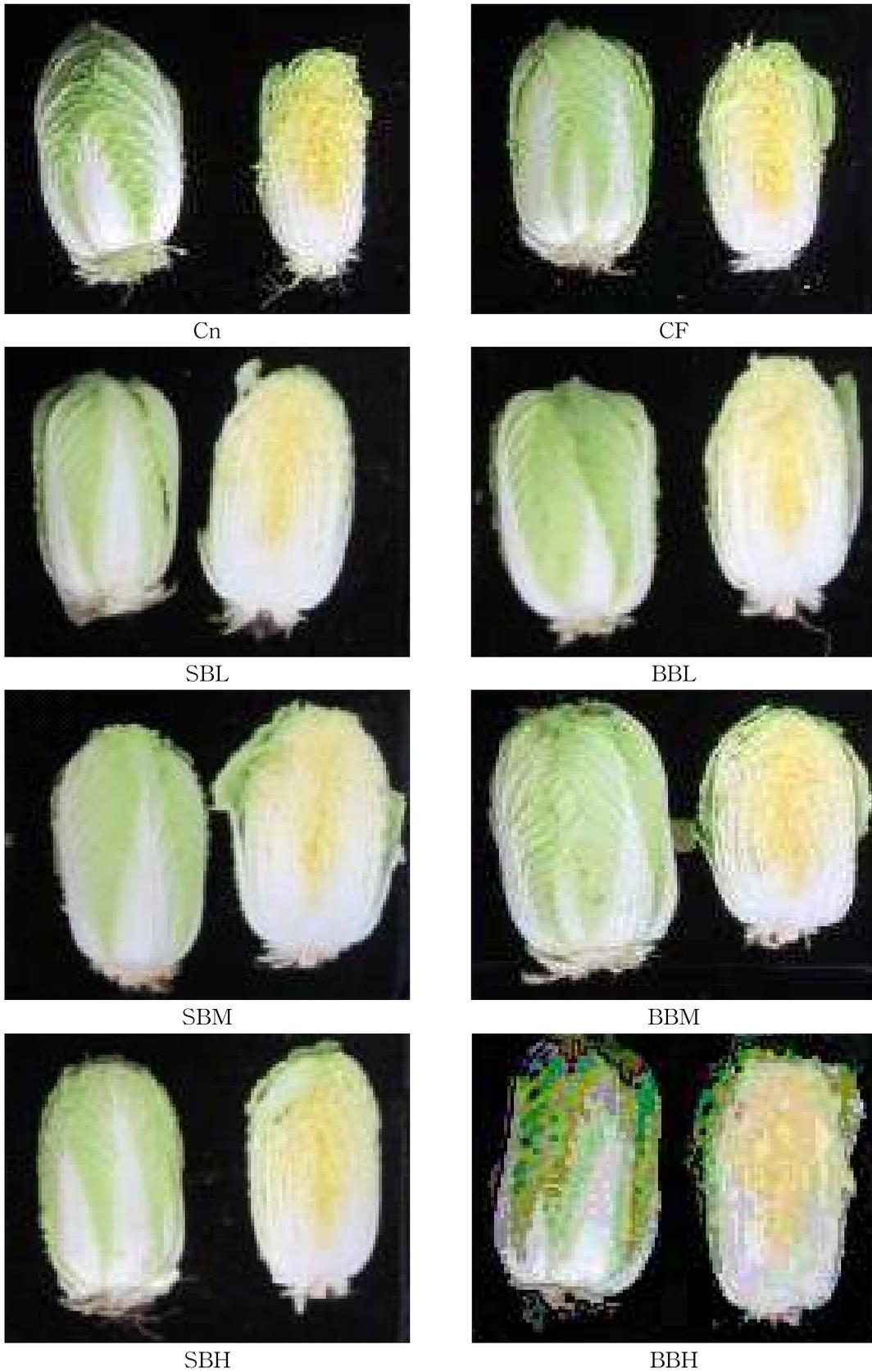


Fig. 3-463. 밭에서 수확한 배추의 단면 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

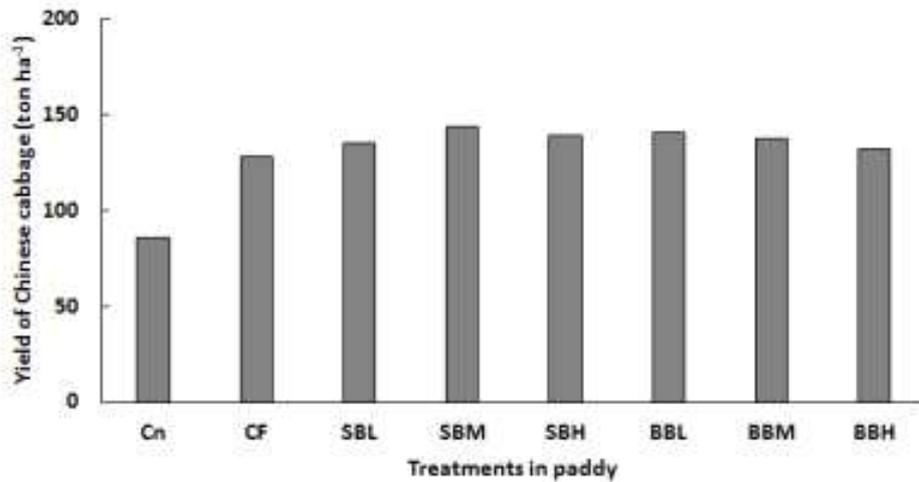


Fig. 3-464. 논에서 생산된 배추의 수확량 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

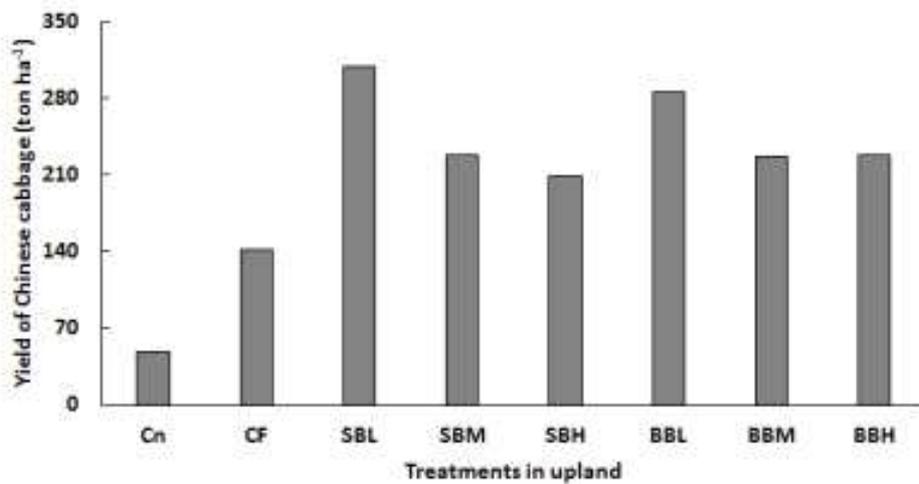


Fig. 3-465. 밭에서 생산된 배추의 수확량 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

8) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발

가) 장기간 토양내 온실가스 배출량 모니터링

가) 장기간 토양내 온실가스 배출량 모니터링

(1) CH₄ 모니터링

건조 토양 및 염류집적 토양에서 벼 생육기간 동안 발생된 CH₄를 조사한 결과는 Fig. 3-466

및 Table 3-64에서 보는 바와 같다.

건조 토양의 경우 CH₄ 발생은 벼 이앙 후 7일째에 모든 처리구에서 1.82~2.81 mg m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었으며, 벼 이앙 후 21일째에 7.75~10.62 mg m⁻² hr⁻¹ 범위로 급격히 증가되는 경향을 보였다. 이후 CH₄ 발생은 점차 감소되었으며, 벼 이앙 후 126일까지 Cn 처리구는 3.19~5.74 mg m⁻² hr⁻¹ 범위, CF 처리구는 2.96~5.40 mg m⁻² hr⁻¹ 범위, SB 처리구는 1.54~3.80 mg m⁻² hr⁻¹ 범위, BB 처리구는 1.46~3.28 mg m⁻² hr⁻¹ 범위를 보였다.

염류집적 토양에서 조사된 CH₄ 발생은 건조 토양에서 조사된 CH₄ 발생 특성과 유사한 경향으로 벼 이앙 21일 후에 벼 생육 기간 중 가장 높은 CH₄ 발생을 나타내었으며, 이후 점차 감소하는 경향으로 조사되었다.

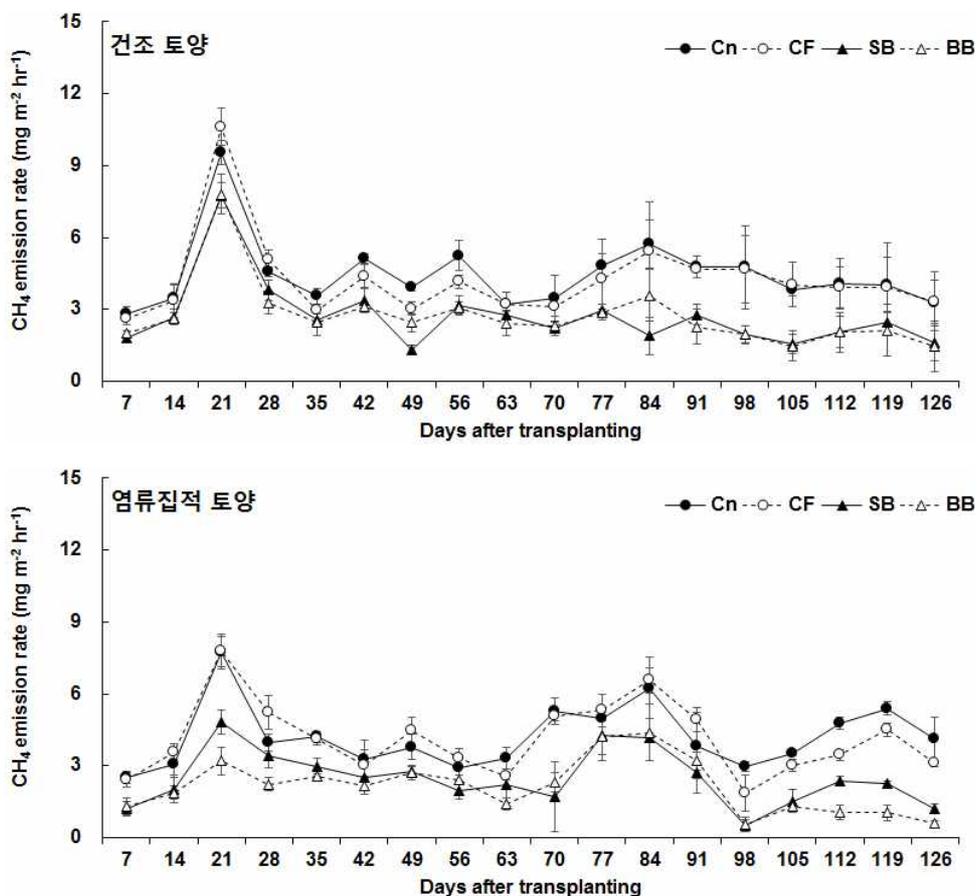


Fig. 3-466. 토양 조건별 CH₄ 발생 장기간 모니터링 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

벼 생육 기간 동안 조사된 CH₄ 평균 발생량 및 총 발생량을 조사한 결과는 Table 3-64와 같이 건조 토양에서 CH₄ 평균 발생량은 Cn (4.45 mg m⁻² hr⁻¹) ≥ CF > BB ≃ SB 처리구 순으로 조사되었다. 염류집적 토양의 경우에는 건조 토양에서 토양 조건에 상관없이 Cn 및 CF 처리구가 biochar 시용 처리구에 비해 높게 조사되었다. 벼 생육 126일 동안 조사된 CH₄

총 발생량은 토양 조건에 상관없이 Cn 처리구에서 10.7~12.8 g m⁻² 126 day⁻¹ 범위, CF 처리구에서 9.9~12.5 g m⁻² 126 day⁻¹ 범위, SB 처리구에서 6.0~7.5 g m⁻² 126 day⁻¹ 범위, BB 처리구에서 6.6~6.5 g m⁻² 126 day⁻¹ 범위로 조사되었으며, 토양 조건에 따른 CH₄ 총 발생량은 큰 차이 없이 비슷하였고, biochar 시용 처리구가 Cn 및 CF 처리구에 비해 낮은 CH₄ 발생 특성을 나타내었다.

Table 3-64. 토양 조건별 CH₄ 발생 특성

Treatment	건조 토양	염류집적 토양	건조 토양	염류집적 토양
	Average CH ₄ emission (mg m ⁻² hr ⁻¹)		Total CH ₄ flux (g m ⁻² 126 day ⁻¹)	
Cn	4.45	4.22	10.7	12.8
CF	4.26	4.12	9.9	12.5
SB	2.70	2.48	6.0	7.5
BB	2.73	2.13	6.6	6.5

(Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)

(2) N₂O 모니터링

토양 조건에 따른 N₂O 발생 특성을 조사한 결과는 Fig. 3-467에서 보는 바와 같고, 조사기간 동안 발생된 N₂O의 평균 발생량과 총 발생량을 조사한 결과는 Table 3-65에서 보는 바와 같다.

건조 토양에서 벼 생육 기간에 조사된 N₂O 발생은 Fig. 3-467과 같이 모든 처리구에서 벼 이앙 후 14일째에 최대 발생량을 나타내었으며, 화학비료를 시용한 CF, SB 및 BB 처리구가 화학비료를 시용하지 않은 Cn 처리구에 비해 N₂O 발생량이 높게 조사되었다. 조사기간 동안 N₂O 발생량은 Cn 처리구의 경우 -38.56~56.10 ug m⁻² hr⁻¹ 범위, CF 처리구의 경우 19.61~363.60 ug m⁻² hr⁻¹ 범위, SB 처리구의 경우 3.33~263.96 ug m⁻² hr⁻¹ 범위, BB 처리구의 경우 7.50~284.26 ug m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었다. 염류집적 토양에서 조사된 N₂O 발생 특성은 건조 토양과 유사한 경향으로 N₂O가 발생되었으며, Cn, CF, SB 및 BB 처리구의 N₂O 발생량은 조사기간에 상관없이 18.80~189.50, 112.10~492.47, 39.78~379.04 및 26.84~426.50 ug m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었으며, 화학비료만 투입된 CF 처리구의 N₂O 발생량이 가장 높은 경향이였다.

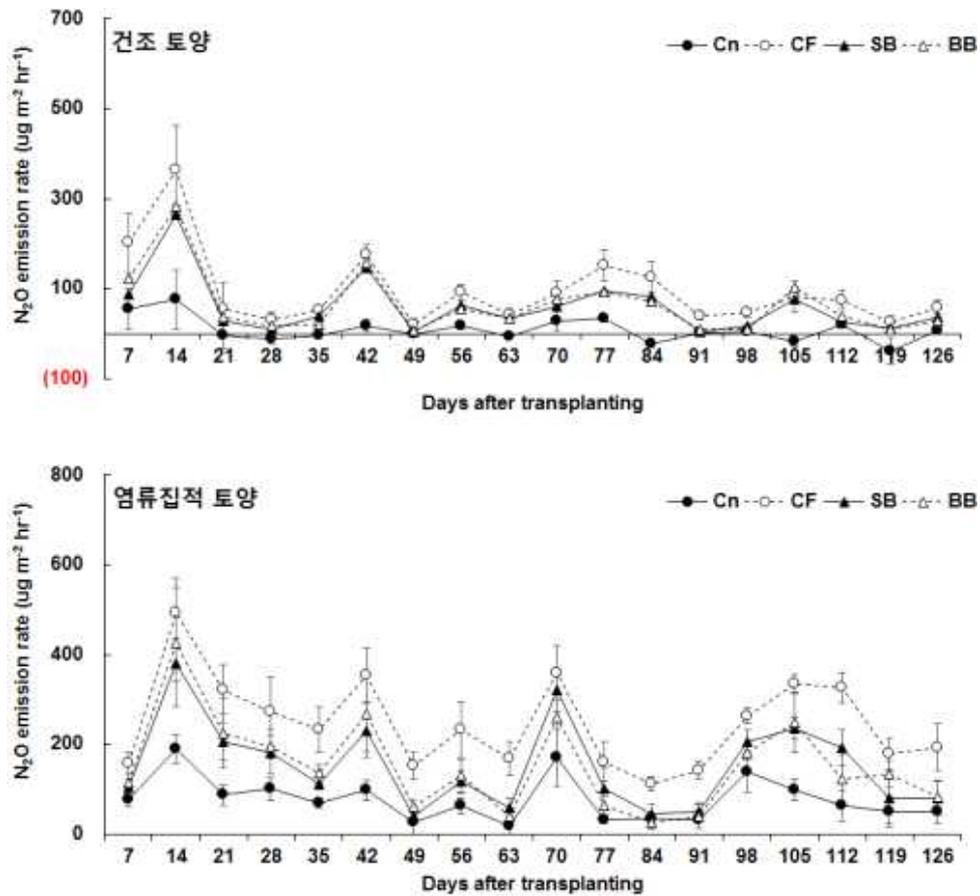


Fig. 3-467. 토양 조건별 N₂O 발생 장기간 모니터링 (Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar).

건조 토양 및 염류집적 토양에서 조사된 평균 N₂O 발생량은 Table 3-65에서 보는 바와 같다. 건조 토양의 경우 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 8.6, 96.3, 60.3 및 65.2 ug m⁻² hr⁻¹ 으로 조사되었고, 염류집적 토양의 경우 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 78, 248, 152 및 153 ug m⁻² hr⁻¹ 으로 조사되었다. N₂O 총 발생량은 건조 토양의 경우 CF > BB ≥ SB >> Cn 처리구 순으로 높았고, 염류집적 토양에서도 건조 토양과 유사한 경향으로 CF 처리구에서 750 mg m⁻² 126 day⁻¹으로 처리구 중 가장 높게 조사되었다.

Table 3-65. 토양 조건별 N₂O 발생 특성

Treatment	건조 토양		염류집적 토양	
	Average N ₂ O emission		Total N ₂ O flux	
	(ug m ⁻² hr ⁻¹)		(mg m ⁻² 126 day ⁻¹)	
Cn	8.6	78	26	236
CF	96.3	248	291	750
SB	60.3	152	182	461
BB	65.2	153	197	463

(Cn: control, CF: fertilizer, SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)

나) Biochar 사용시 토양내 온실가스 저감효율 평가

벼 생육 기간 동안 CH₄ 및 N₂O 모니터링을 통해 biochar 시용에 따른 토양내 온실가스 저감효율을 평가하였으며, 온실가스 저감효율은 CF 처리구에서 발생된 CH₄ 및 N₂O와 SB 및 BB 처리구에서 발생된 CH₄ 및 N₂O의 총 발생량을 기준으로 조사하였다 (Table 3-66).

건조 토양의 경우 SB 및 BB 처리구의 CH₄ 저감효율은 CF 처리구 발생량 대비 각각 36.6 및 35.8% 저감효과를 보였고, N₂O 저감효율은 37.4 및 32.2%로 감소 효과를 보였다. 염류집적 토양의 경우 SB 및 BB 처리구의 CH₄ 저감효율은 40.0 및 48.2%이었고, N₂O 저감효율은 38.5 및 38.2% 저감효율을 보였다. 이상의 결과를 종합하여 지구온난화지수를 산정하여 저감효율을 조사한 결과 건조 토양에서는 35.1~36.8% 범위, 염류집적 토양에서는 39.4~44.1% 범위의 저감효율을 보였다. 따라서 벼 재배에서 biochar의 토양 시용은 온실가스를 저감할 수 있는 토양 개량제라고 판단된다.

Table 3-66. Biochar 시용에 따른 온실가스 저감효율

Treatment	건조 토양			염류집적 토양		
	CH ₄	N ₂ O	GWP	CH ₄	N ₂ O	GWP
	----- (%) -----			----- (%) -----		
SB	36.6	37.4	36.8	40.0	38.5	39.4
BB	35.8	32.2	35.1	48.2	38.2	44.1

(SB: sesame stalk biochar, BB: bamboo biochar)

9) 농림 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토

가) 농림 바이오매스 활용 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정매뉴얼 작성

- 농업용 기능성 biochar 토양개량제 제조를 위한 농업·임업 부산물을 확보한다.
- 확보된 부산물은 dry oven을 이용하여 70°C에서 72시간 동안 건조시킨다.
- 건조된 부산물은 biochar 제조장치를 이용하여 biochar를 생산한다.
- Biochar 제조시 열분해 온도는 사용목적에 맞게 400-700°C를 유지시킨다.
- 생산된 biochar는 분쇄기를 이용하여 분말형태로 만든다.
- 분말형태의 biochar는 리그닌, 당밀 등의 보조제를 이용하여 성형한다.
- 성형된 biochar는 압출장치를 이용하여 토양개량제를 생산한다.
- Biochar 토양개량제 생산시 성형 크기는 사용목적에 맞게 0.5-3 cm로 조절한다.
- 시제품을 생산한다.

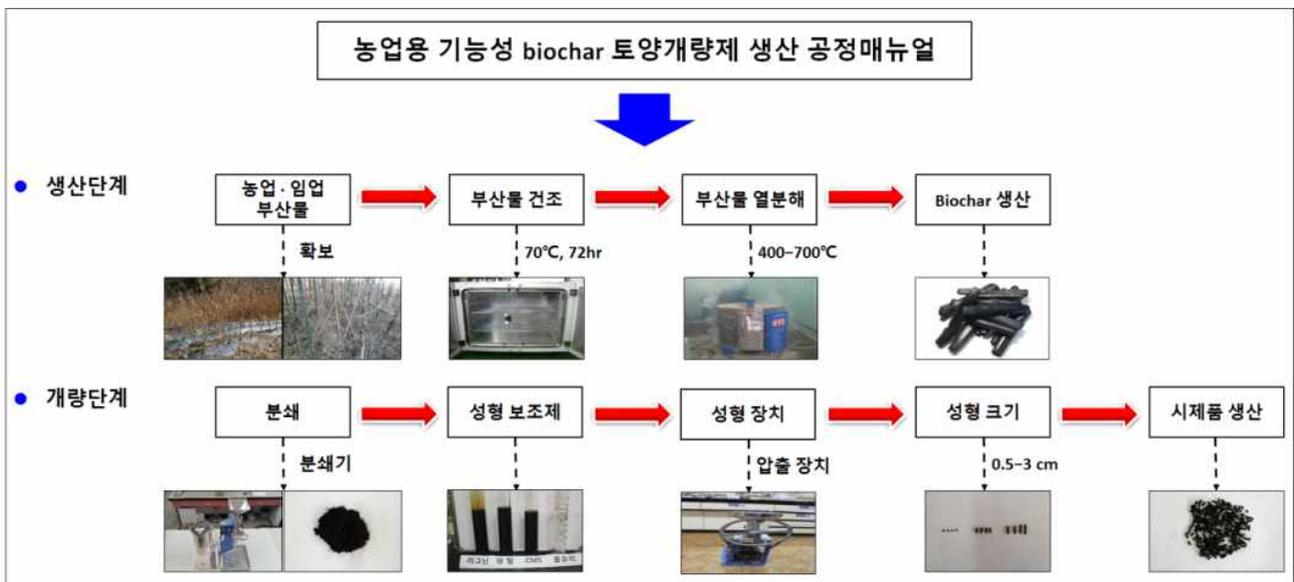


Fig. 3-468. 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정매뉴얼.

나) Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발

(1) 온실가스 저감을 위한 친환경 농업기술 개발

본 연구에서는 biochar를 활용하여 온실가스의 저감과 동시에 벼의 수확량을 증대시킬 수 있는 친환경 농업기술 개발을 위해 토양 조건에 따른 벼 재배 결과를 토대로 하여 농업용 기능성 biochar를 이용한 친환경 벼 재배기술을 개발하였으며, 그 결과는 Fig. 3-469에서 보는 바와 같다. 친환경 벼 재배기술은 일반적인 벼 재배에 농업용 기능성 biochar를 사용하는 것으로, 벼 수확적인 측면에서는 양분이 부족한 건조 토양의 경우 관행처리구 대비 6~24%의 증수효과가 있고, 염류집적 토양의 경우 관행처리구 대비 18~29%의 증수효과를 기대할 수 있다. 토양개량 측면에서는 건조 토양의 경우 유기물 증진 효과와 양이온 치환능력을 증가시킬 수 있고, 염류집적 토양의 경우에는 EC의 농도를 감소시키고, 토양 유기물을 증가시킬 수 있다. 또한, 대기학적 측면에서는 건조 토양의 경우 CH₄는 36~37%, N₂O는 32~37%의 저감시킬 수 있고, 염류집적 토양의 경우 CH₄는 40~48%, N₂O는 38~39% 저감시킬 수 있어 지구온난화지수 (GWP)는 건조 토양 및 염류집적 토양에서 각각 30% 이상 저감시킬 것으로 판단된다. 따라서 본 연구로부터 개발한 농업용 기능성 biochar를 이용한 친환경 벼 재배기술 개발은 벼 생산량 증대와 토양개량 측면, 대기학적 측면에서 모두 적용이 가능할 것으로 판단된다.

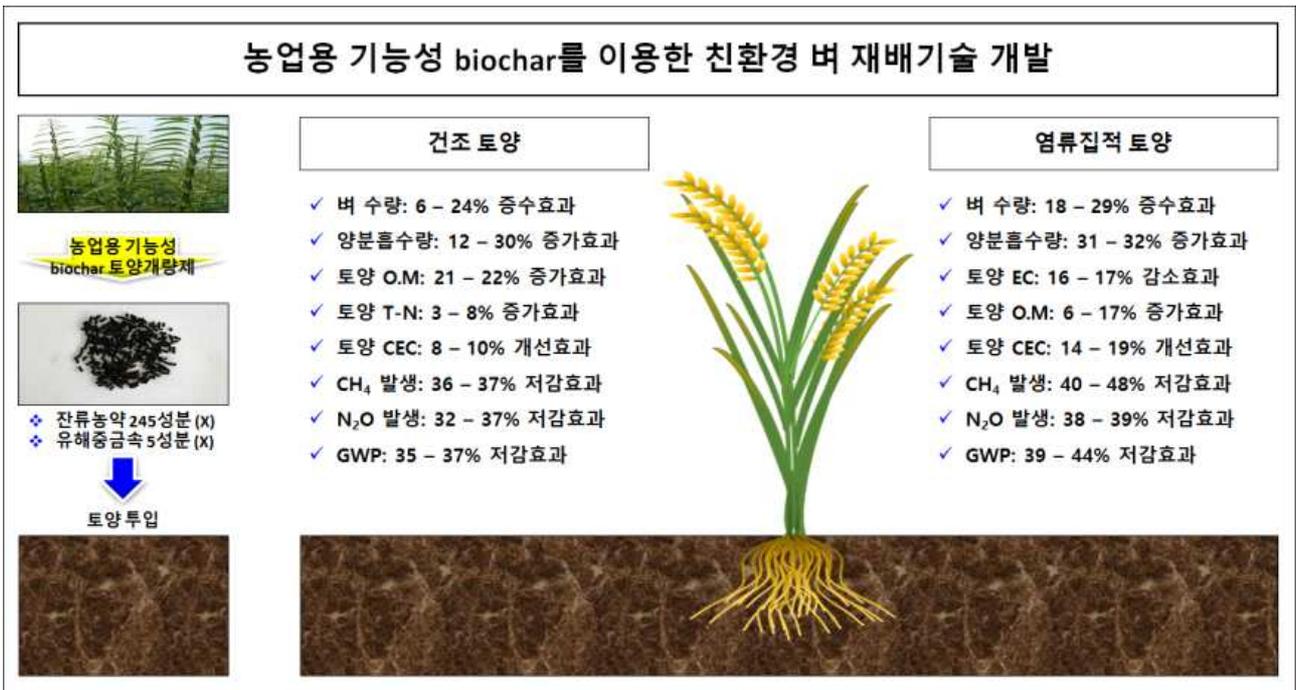


Fig. 3-469. 온실가스 저감을 위한 친환경 농업기술 개발.

(2) 작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술 개발

작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술은 녹비작물, 점토광물 및 가축분뇨 등을 이용하여 다양한 연구가 진행되어 왔다. 하지만 biochar를 이용하여 작물의 수량 증대를 위한 연구는 미미하여 biochar의 활용이 부족한 실정이다. 이에 본 연구에서는 biochar를 활용한 친환경 농업기술을 이용하여 작물의 수량을 증대시킬 수 있는 “농업용 기능성 biochar를 이용한 친환경 배추 재배기술 개발”을 도출하였으며, 그 결과는 Fig. 3-470과 같다. 농업용 기능성 biochar의 시용시기는 논 토양 및 밭 토양을 이용하여 포트 재배를 실시하였으며, 그 결과 배추의 생육은 배추 이식 2주전에 시용한 처리구에서 가장 왕성하였다. 이를 토대로 scale-up하여 field에 농업용 기능성 biochar를 배추 이식 2주전에 투입하였으며, 시용수준은 0.1, 0.5 및 1.0 ton ha⁻¹로 조절하였다. 이후 수확기에 조사된 배추의 생육은 논 토양의 경우 처리구간 큰 차이 없이 비슷하였으며, 밭 토양의 경우 농업용 기능성 biochar의 시용량이 가장 적었던 0.1 ton ha⁻¹ 처리구에서 가장 높은 배추의 생육을 보였다. 배추의 수확량은 논 토양 및 밭 토양 모두에서 biochar 시용 처리구가 관행 처리구에 비해 높은 수확량을 나타내어, 작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술이 될 수 있을 것으로 판단된다.

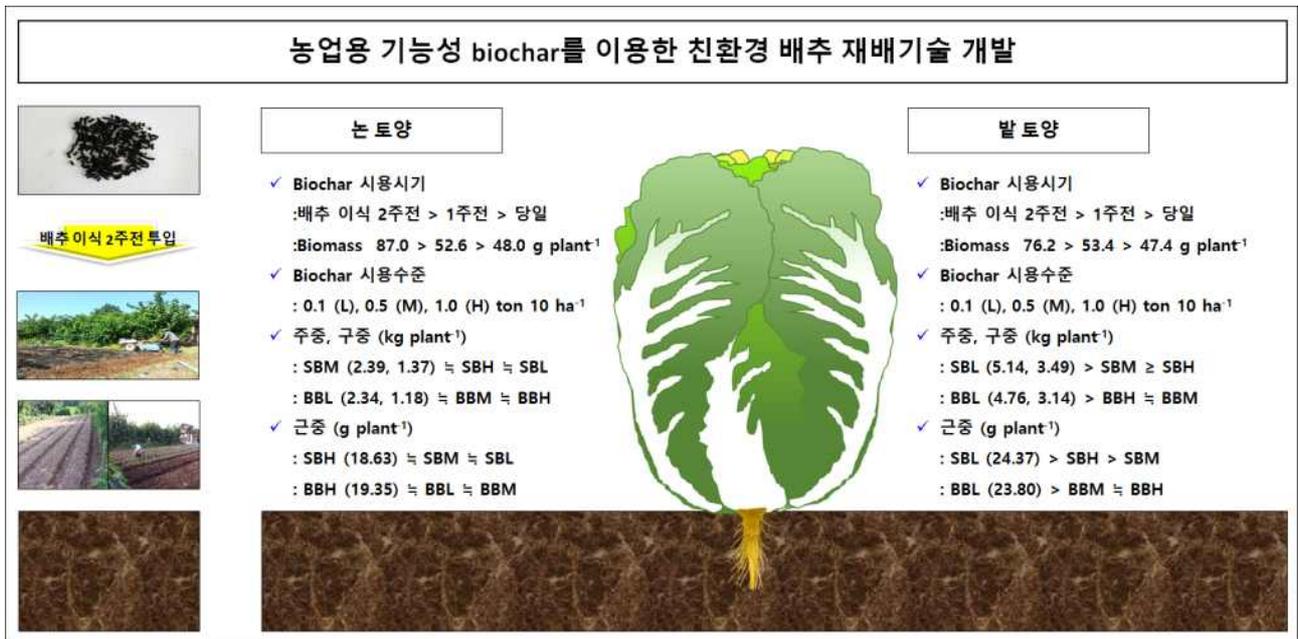


Fig. 3-470. 작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술 개발.

다) 농림 바이오매스를 활용한 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성 검토

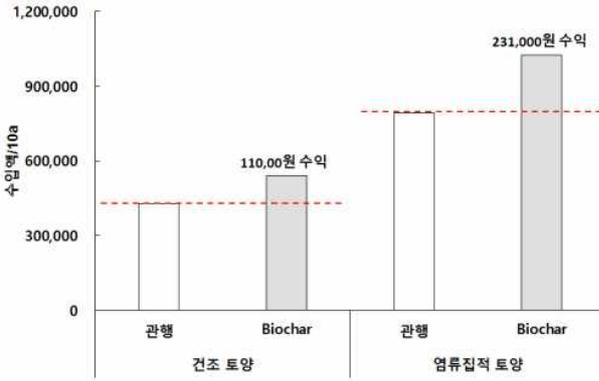
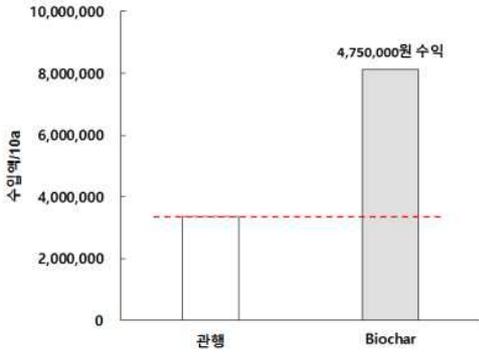
농림 바이오매스를 활용하여 농업용 기능성 biochar를 제조하여 이용할 경우에는 경제성 평가와 실용화 가능성이 동시에 이루어져야 한다. Biochar는 농업활동 후 버려지는 부산물을 혐기성 조건에서 열분해 공정을 거쳐 제조되며, 녹비작물, 가축분뇨 등과 같이 화학비료를 대체할 수 있는 기능성 물질로 분류할 수 있다. 최근 들어 우리나라는 소비자들은 안전 농산물에 대한 관심 증대와 친환경 농업에 대한 필요성이 증가하고 있다. 이에 따라 우리나라 농산물 생산은 농자재 위주의 기술들을 적용하고 있어 biochar를 농업에 이용할 경우 친환경 농업과 안전 농산물이 생산되어질 것으로 판단된다. 또한 biochar의 농업적 이용은 어느 한 작물에 국한되어 있지 않고, 논 작물, 밭 작물에 상관없이 작물의 수량을 증대시킬 수 있으며, 연중 시용이 가능하고, 연중 생산되는 작물들의 부산물을 이용하여 재활용이 가능하다는 장점을 가지고 있다. 그리고 대기학적 측면의 경우, 농업부문에서 발생하는 온실가스는 인간 활동에 의해 배출되는 전체 가스의 10~12%를 차지하고 있기 때문에 농경지 토양 관리를 통한 온실가스 저감 기술이 필요한 실정이다. 농업용 기능성 biochar는 온실가스를 저감할 수 있는 기술 중 하나로 알려져 있어 biochar를 농업에 이용한다면 친환경 농작물 생산과 더불어 지구온난화를 방지할 수 있는 좋은 대안이 될 것으로 판단된다 (Fig. 3-471).

본 연구를 통해 도출된 biochar의 경제성은 Table 3-67에서 보는 바와 같이 논 작물인 벼의 경우 10a 당 관행 재배에 비해 biochar 시용시 건조 토양에서 약 110,000원, 염류집적 토양에서 약 231,000원의 추가적인 경제적인 효과를 얻을 수 있으며, 밭 작물인 배추의 경우 10a 당 약 4,750,000원의 추가적인 경제적인 효과를 얻을 수 있을 것으로 판단된다. 따라서 이상의 결과로 미루어 볼 때 biochar의 농업적 이용은 경제성이 뛰어나다고 판단되며, 실용화가 가능할 것으로 판단된다.



Fig. 3-471. 농림 바이오매스를 활용한 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 모델.

Table 3-67. 농업용 기능성 biochar의 경제성 평가

논 작물 (벼)	밭 작물 (배추)
<p>[시용기준]</p> <ul style="list-style-type: none"> ※ 농업 및 임업 부산물 발생량 1 ton 가정 ○ Biochar 토양개량제 생산시 70% 감량 → 300 kg / 1 ton 생산 ○ 관행 처리구 → 60 kg / 10a 시용 ○ Biochar 처리구 → 100 kg / 10a 시용 	<p>[시용기준]</p> <ul style="list-style-type: none"> ※ 농업 및 임업 부산물 발생량 1 ton 가정 ○ Biochar 토양개량제 생산시 70% 감량 → 300 kg / 1 ton 생산 ○ 관행 처리구 → 200 kg / 10a 시용 ○ Biochar 처리구 → 100 kg / 10a 시용
벼 생산액 비교	배추 생산액 비교
<p>[산정기준]</p> <ul style="list-style-type: none"> ※ 2014년 벼 매입 가격 (농림축산식품부) → 1등급 산물벼 기준, 51,151원 / 40 kg ○ 건조 토양 → 관행 341 kg / 10a (약 430,000원) → biochar 422 kg / 10a (약 540,000원) ○ 염류집적 토양 → 관행 622 kg / 10a (약 795,000원) → biochar 802 kg / 10a (약 1,026,000원) 	<p>[산정기준]</p> <ul style="list-style-type: none"> ※ 2014년 배추 판매 가격 (동부팜청과에서 거래된 2014년 11월 평균 시세) → 2,630원 / 10 kg ○ 밭 토양 → 관행 12,780 kg / 10a (약 3,361,000원) → biochar 30,840 kg / 10a (약 8,111,000원)
<p>※ 경제성 평가</p>  <p>○ 따라서 부산물 1 ton 발생시 30a 면적에 벼 재배가능 → 건조 토양에서 약 330,000원 수익 → 염류집적 토양에서 약 693,000원 수익</p>	<p>※ 경제성 평가</p>  <p>○ 따라서 부산물 1 ton 발생시 30a 면적에 배추 재배가능 → 밭 토양에서 약 14,250,000원 수익</p>

4. 요약

가. 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 기반구축

농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축을 위해 드럼형 화목 biochar 제조장치와 습식전기로 biochar 제조장치를 개발하였으며, 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성을 검토하기 위하여 농업용 기능성 biochar의 물리적 특성과 화학적 특성을 조사하였다. 또한 농업용 기능성 biochar 제조기술 개발을 위해 농림 부산물 종류별, 수분함량별, 제조방법별, 원료형태별 및 보조물질 혼합에 따른 biochar 제조 효율성을 조사하였으며, 최종적으로 biochar 제조 시스템 운영 최적인자를 결정하였다.

1) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축

- 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar 생산을 위해 드럼형 화목 biochar 제조장치와 습식전기로 biochar 제조장치를 제작하였다.
- 드럼형 화목 biochar 제조장치는 고온 및 고열에 잘 견디는 고강도 챔버로 제작되었고, 챔버 안에 부산물을 채워 넣은 후 덮개를 덮어 무산소조건하에서 biochar를 제조하였다.
- 습식전기로 biochar 제조장치는 스테인레스 재질의 챔버에 부산물을 투입하여 뚜껑을 덮고, 질소가스를 주입하여 챔버안을 무산소조건의 혐기성상태로 유지하였으며, 외부 컨트롤러를 이용하여 열분해 온도 및 시간을 정밀하게 조절하여 biochar를 제조하였다.

2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용 가능성 검토

- 농림 부산물의 T-N, T-P, K_2O , CaO 및 MgO의 함량은 종류에 상관없이 각각 0.41~1.20, 0.17~0.34, 0.09~1.44, 0.05~1.30 및 0.03~0.71% 범위로 조사되었다.
- 비료영양학적인 측면에서 농업 부산물의 무기성분 함량은 임산 부산물에 비해 전반적으로 높아 토양개량제로서 가치가 높지만, 양적인 측면에서 임산 부산물의 가용 잠재량이 많아 대량의 토양개량제를 생산하기 위해서는 임산 부산물이 효과적일 것으로 판단된다.
- 농림 부산물 biochar의 단면관찰 결과, 열분해로 인해 유기물이 감소되어 탄소골격구조가 뚜렷하게 분석되었으나, 열분해 온도에 따른 차이는 없었다.
- 농림 부산물 biochar의 표면 특성 분석 결과, 농림 부산물 biochar에는 C, O, K, Mg, Ca 등이 분석되었으며, 그 중 C 함량이 가장 많았고, 열분해 온도가 증가될수록 C 함량이 증가되는 경향이였다.
- 농림 부산물 biochar의 화학적 특성을 조사한 결과, 농림 부산물 biochar의 pH 및 EC는 biochar 종류에 상관없이 열분해 온도가 증가될수록 pH 및 EC가 증가되는 경향이였고, T-N 함량은 열분해 온도 400°C에서 가장 높은 함량을 나타내었고, 500°C 이상부터는 감소되는 경향이였다. 농림 부산물 biochar의 T-P, K_2O , CaO 및 MgO 함량은 열분해 온도가

증가될수록 부산물 biochar내 함량이 증가되는 경향이였다.

- 농립 부산물을 활용한 biochar 제조는 열분해 온도가 증가되고 열분해 시간이 길어질수록 생산 수율을 낮아지는 경향이였다.
- 농립 부산물 biochar의 생산 수율은 원료종류에 따라 큰 차이 없이 열분해 온도 400℃에서 33.5~46.5% 범위, 열분해 온도 500℃에서 27.7~32.1% 범위, 열분해 온도 600℃에서 24.8~30.2% 범위, 열분해 온도 700℃에서 15.6~29.7% 범위로 조사되였다.
- 농립 부산물의 수분함량에 따른 biochar 제조 수율은 수분함량이 많아질수록 감소하는 경향이였고, 원료형태에 따른 biochar 제조 수율은 큰 차이 없이 비슷하였으며, 보조물질 혼합에 따른 열분해 효율성은 원재료 biochar에 비해 보조물질 혼합 biochar의 생산 효율성이 떨어졌다.

이상의 결과를 미루어 볼 때, 다양한 농립부산물은 biochar를 제조하기 위한 재료로서 충분히 활용이 가능하며, 제조된 biochar는 다양한 무기성분과 다공성 구조로 충분히 비료학적인 가치를 가지고 있기 때문에 토양에 적용시 작물생육 증진효과나 토양개량제로서의 역할이 충분히 가능할 것으로 판단된다.

나. 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업기술 개발 및 실용화

농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 생산을 위한 제조장치를 제작하고, 생산기술을 확립하여 효율성을 평가하였다. 농업용 기능성 biochar 토양개량제의 개발을 위한 최적 전처리조건을 도출하였으며, 최적 성형보조제를 선정하여 기능성 입상형 biochar 토양개량제를 제조하였으며, 대량생산을 위한 방안을 검토하였다. 제조된 biochar 토양개량제의 품질 특성 조사를 통하여 토양개량제로 활용 가능성을 검토하였다. 기능성 biochar의 식물재배효과를 검증하기 위해 제작된 biochar 토양개량제를 작물재배시험에 처리조건에 따라 투입한 이후에 작물의 생육, 초장, 엽색도, 토양 호흡량, 토양의 물리·화학적 특성 및 유해성을 조사하였으며, 재배작물 토양내 온실가스 배출량 모니터링을 통하여 biochar 토양개량제의 처리에 따른 온실가스 저감 효율을 평가하였다. 1, 2차년도 연구 결과를 바탕으로 농업용 기능성 biochar를 이용하여 건조 토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과를 구명하였고, 토양조건별 시용수준 및 시용방법을 정립하였으며, 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술을 개발하였다.

1) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar 제조장치 제작 및 효율성 평가

- 농업용 기능성 biochar를 제조하기 위하여 설계도면 및 3D 모형도를 설계한 이후에 biochar 제조장치를 제작하였다. Biochar제조장치의 구성은 상부 덮개, 하부 용기 및 외부 컨트롤러의 3가지로 구성되였다. 농업용 biochar 제조장치는 내화벽돌을 이용하여 열차단을 최소화 하였으며 내부에 열선을 설치하였고, 스테인레스 재질의 용기를 삽입하였

다. 또한 장치내에 bioahcr 제조 활성을 높이기 위하여 N_2 가스 및 수분조절장치를 설치하였으며, 온도센서를 연결하여 온도를 확인할 수 있게 하였다. 시운전을 통하여 효율적인 생산을 위한 최적조건을 구명하였으며, 그 결과 토양개량용 biochar의 최적조건은 열분해온도는 $400^\circ C$ 이었고, 열분해 시간은 4시간이었다.

- 본 연구진이 개발한 기능성 biochar 제조장치와 다른 2가지 제조장치의 효율성을 비교하여 검토한 결과 1회 운영시 생산 수율은 34.5~36.2% 범위이었고, N, P 및 K의 함량은 각각 0.46~1.71, 0.02~0.30 및 0.40~5.67% 범위이었으며, 제조시 ash의 발생량 등을 고려하였을 때 다른 제조장치에 비해 효율성 측면에서 우수한 것으로 평가되었다.

2) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 입상형 토양개량제 개발

- 농업용 기능성 biochar의 제조는 농림 부산물인 참깨대, 사과나무 전정지, 편백나무 및 대나무를 이용하였다.
- 제조된 농림 부산물 biochar를 토양개량제로 제형화 하기 위한 방법으로 제조된 biochar를 막자사발과 분쇄장치를 이용하여 분말상태로 만들었고, 4가지 종류의 성형 보조제 중 경제성 측면을 고려한 후 CMS 성형 보조제를 선택하여 biochar와 혼합하였다. 결합된 biochar를 펜 과립장치와 압출장치를 이용하여 성형한 결과 압출장치가 펜 과립장치에 비해 성형 형태나 성형 방법 등에서 펜 과립장치에 비해 우수하였으며, 압출장치를 이용하여 biochar의 성형 크기를 비교한 결과 0.2 mm 및 0.1 mm가 biochar 토양개량제의 성형 크기에 적합하였다.
- 토양개량제 대량생산을 위한 제조시스템 기반을 구축하기 위해 biochar 제조장치 및 제조방법을 개발하였으며, 입상형 토양개량제 대량생산시 에너지를 절감하기 위한 폐열순환시스템을 개발하였다.

3) 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 품질 특성 조사

- 농림 부산물의 종류에 따라 제조된 기능성 biochar 토양개량제의 용적밀도는 참깨대 biochar 토양개량제에서 $0.39 g cm^{-3}$, 사과나무 전정지 biochar 토양개량제에서 $0.49 g cm^{-3}$, 편백나무 biochar 토양개량제에서 $0.23 g cm^{-3}$ 및 대나무 biochar 토양개량제에서 $0.46 g cm^{-3}$ 으로 조사되었다.
- 제조된 농림 부산물 biochar 토양개량제의 pH, EC, T-N, T-P, K, Ca 및 Mg의 함량은 참깨대 및 사과나무 biochar 토양개량제가 편백나무 및 사과나무 biochar 토양개량제에 비해 전반적으로 높았다.
- 참깨대, 사과나무, 편백나무 및 대나무 biochar 토양개량제에서 조사된 B, Cu, Fe 및 Mn의 함량은 농림 부산물의 종류에 상관없이 각각 2.63~83.0, 3.81~31.8, 265~568 및 85.4~308 $mg kg^{-1}$ 범위로 검출되었다.
- 농림 부산물 biochar의 유해중금속을 조사한 결과 As는 모든 종류에서 검출되지 않았고,

Cd 및 Co의 함량은 편백나무 biochar 토양개량제에서 각각 0.72 및 0.48 mg kg⁻¹으로 검출되었으며, Cr 및 Pb의 함량은 부산물의 종류에 상관없이 각각 1.76~11.5 및 0.97~7.54 mg kg⁻¹ 범위로 검출되었다.

- 기능성 입상형 토양개량제의 잔류농약 245종을 분석한 결과 모든 항목에서 잔류농약이 검출되지 않았다.

4) 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증

- 기능성 입상형 토양개량제의 처리에 따른 브로콜리의 생육전경을 조사한 결과 생육 초기 5일째에는 처리구에 따른 차이를 볼 수 없었으나, 재배기간이 경과함에 따라 무처리구 (C)에 비해 토양개량제 처리구의 생육상태가 양호해졌다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용에 따른 브로콜리의 초장은 biochar 토양개량제 처리구가 무처리구 (C)에서 비해 초장 증가율이 높았다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제 시용이 작물의 생육증진에 미치는 영향을 조사하기 위하여 브로콜리 포트재배 시험에 토양개량제를 수준별로 처리한 후에 조사한 엽색도는 토양개량제의 종류에 상관없이 이식 후 35일까지는 처리구에 상관없이 비슷한 증가추세를 보였으나, 이후 재배기간이 경과함에 따라 처리조건에 따른 엽색도의 차이를 볼 수 있었다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제를 수준별로 처리한 토양에서 조사한 용적밀도는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 각각 1.05 및 1.04 g cm⁻³으로 큰 차이 없이 비슷하였으며, 나머지 처리구에서는 토양개량제의 종류 및 처리조건에 상관없이 0.79~1.02 g cm⁻³ 범위로 조사되었다.
- 농립 부산물 biochar를 처리조건에 따른 토양내 공극률은 용적밀도와 반대의 경향으로 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에 비해 토양개량제 처리구에서 부산물의 종류와 처리조건에 상관없이 56.6~65.3% 범위로 조사되었다.
- 기능성 biochar 토양개량제의 종류에 따라 조사된 토양내 pH는 SB50, AB50, HB50 및 BB50 처리구에서 각각 6.21, 5.94, 5.37 및 5.58으로 조사되었고, SB100, AB100, HB100 및 BB100 처리구에서 각각 6.25, 6.22, 5.86 및 5.62으로 조사되었으며, SB200, AB200, HB200 및 BB200 처리구에서 각각 6.54, 6.24, 5.91 및 5.91으로 조사되어 전반적으로 토양개량제 처리구에서 biochar의 투입량이 증가할수록 pH도 증가하는 경향이였다. 토양내 EC도 pH와 비슷한 경향이였다.
- 제조된 biochar 토양개량제의 처리량에 따른 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량은 전반적으로 토양개량제 처리구에서 biochar의 시용량이 증가함에 따라 토양내 T-N, Avail. P₂O₅의 함량이 증가하는 경향이였다.
- 제조된 biochar 토양개량제의 처리량에 따른 양이온 함량도 상기 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량 변화와 비슷한 경향이였다.

- 기능성 biochar 토양개량제의 수준별 처리에 따른 토양의 호흡량은 상기 T-N 및 Avail. P₂O₅의 함량 변화와 비슷한 경향이였다. 부산물의 종류에 상관없이 토양개량제의 처리량이 증가할수록 토양 호흡량도 많아지는 경향이였으며, 무처리구 (C)에서 가장 낮은 토양 호흡량을 보였다.
- 농립 부산물 biochar 토양개량제의 수준별 처리에 따른 토양내 유해성분을 조사한 결과는 토양환경보전법내 토양오염우려기준에 준하여 비교하였으며, 토양오염우려기준에 해당하는 항목인 As, Co 및 Pb의 함량은 기준치에 미달하였고, 나머지 Co 및 Cr의 함량은 토양개량제 처리구가 무처리구 및 비료처리구에 비해 유해중금속이 낮게 검출되었다.

5) 농립 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가

- 브로콜리 재배토양에서 biochar 토양개량제의 처리에 따른 CH₄ 발생량, CH₄ 누적 발생량 및 CH₄ 총 발생량은 토양개량제의 종류에 상관없이 무처리구 (C)에서 가장 높았으며, 토양개량제 처리구에서는 투입량이 많을수록 CH₄의 발생이 낮아지는 경향이였다.
- 이상의 결과를 종합하여 브로콜리재배 중 CH₄의 기본 배출계수는 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F)에서 0.901 및 0.826 kg ha⁻¹ day⁻¹이였고, 토양개량제 처리조건에서는 투입량에 상관없이 0.505~0.780 kg ha⁻¹ day⁻¹ 범위로 조사되었다.
- Biochar 토양개량제의 처리조건에 따른 브로콜리재배 토양내 N₂O 발생량, N₂O 누적 발생량 및 N₂O 총 발생량은 전반적으로 비료처리구 (F)에서 생육초기 및 전 생육기간 동안 가장 높은 N₂O 발생량을 보였으며, 토양개량제의 처리조건에서는 투입량이 많을수록 N₂O의 발생량이 감소하는 경향이였다.
- 이상의 결과를 종합하여 브로콜리재배 중 N₂O의 기본 배출계수 및 총 배출량도 발생량, 누적 발생량 및 총 발생량의 경우와 비슷한 경향으로 비료처리구 (F)에서 가장 높았으며, 토양개량제의 처리량이 많을수록 N₂O의 발생량이 감소하는 경향이였다.
- Biochar 시용시 토양내 온실가스 저감효율은 무처리구 (C) 및 비료처리구 (F) 대비 토양개량제 처리구의 온실가스 발생량을 비교 검토하였다. 토양내 CH₄의 저감효율은 무처리구 (C) 대비 14~44% 범위이였으며, 비료처리구 (F) 대비 6~39% 범위이였다. 토양내 N₂O의 저감효율은 무처리구 (C)에 비해 토양개량제 처리구의 N₂O 발생량이 많았으나, 비료처리구 (F)와 비교하였을 경우에는 5~16% 범위로 N₂O가 저감되었다.

6) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 건조 토양 및 염류집적 토양에서 식물생육 개선효과 구명

- 벼 재배기간 동안 조사된 벼의 엽색도는 건조 토양 및 염류집적 토양에서 각각 21.5~35.3 및 21.1~33.3 범위로 조사되었다.
- 벼의 생육은 염류집적 토양에서 생육한 벼가 건조 토양에서 생육한 벼에 비해 왕성하였으며, 수확량은 건조 토양의 경우 SB (Sesame biochar) (422 g m⁻²) > BB (Bamboo

biochar) > CF (Fertilizer) > Cn (Control) 처리구 순으로 높았고, 염류집적 토양의 경우 SB (802 g m⁻²) > BB > Cn > CF 처리구 순으로 높았다.

- 벼의 양분흡수효율은 토양 조건에 상관없이 biochar 시용 처리구에서 높은 경향을 보였으며, T-N 및 K의 흡수량이 T-P, Ca 및 Mg의 흡수량에 비해 많았다.
- 건조 토양에서 벼의 양분흡수량은 처리조건에 상관없이 각각 0.93~3.92, 0.20~1.36, 1.80~4.82, 0.45~1.22 및 0.27~0.87 g m⁻² 범위로 조사되었고, 염류집적 토양에서 벼의 양분흡수량은 처리조건에 상관없이 각각 7.58~8.52, 2.25~4.01, 9.56~14.83, 2.07~2.63 및 2.01~2.50 g m⁻² 범위로 조사되었다.
- 벼의 총 양분흡수량은 건조 토양 및 염류집적 토양의 SB 처리구에서 각각 12.19 및 31.53 g m⁻²으로 다른 처리구에 비해 높았다.
- 벼 수확 후 조사된 토양내 pH, CEC는 토양 조건에 상관없이 biochar를 시용한 SB 및 BB 처리구에서 높게 조사되었다. EC는 건조 토양의 경우 SB 및 BB 처리구에서 가장 높았고, 염류집적 토양의 경우 SB 및 BB 처리구에서 가장 낮게 조사되었다. 토양내 T-N 및 Avail. P₂O₅는 모든 처리구에서 벼 이앙 전 토양에 비해 감소되었다.

7) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 토양조건별 시용수준 및 시용방법 정립

- 배추의 생육 증진을 위한 농업용 기능성 biochar의 시용시기를 조사한 결과 논 토양 및 밭 토양에서 배추 이식 2주전 > 배추 이식 1주전 > 배추 이식 당일 순으로 배추의 생체 biomass가 높았다.
- 논 및 밭에서 조사된 배추의 생육은 전반적으로 biochar 시용 처리구에서 높았으며, 논외의 경우 biochar 시용 수준에 따른 차이가 없었고, 밭의 경우 biochar 시용 수준이 0.1 ton ha⁻¹인 처리구에서 가장 높은 배추의 생육을 보였다.
- 논에서 배추의 주중은 SBM (2.39 kg plant⁻¹) ≍ BBL ≍ SBH ≍ BBM ≍ SBL ≍ BBH ≍ CF > Cn 처리구 순으로 조사되었고, 배추의 근중은 BBH (19.35 g plant⁻¹) ≍ BBL ≍ SBH ≍ SBM ≍ BBM ≍ SBL > CF > Cn 처리구 순으로 biochar 시용 처리구가 높았으나, 시용 수준에 따른 차이는 없었다 (SB: Sesame biochar, BB: Bamboo biochar, CF: Fertilizer, Cn: Control, L: Low, M: Medium, H: High).
- 밭에서 배추의 주중 및 근중은 SB ≍ BB > CF > Cn 처리구 순으로 높았고, biochar 시용 수준에 따른 배추의 주중 및 근중은 시용량이 100 > 500 > 1,000 kg 10a⁻¹ 처리구 순으로 왕성한 생육을 보였다.

8) 농립 바이오매스를 활용한 농업용 biochar의 지구온난화 대응 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발

- 벼 생육기간 동안 조사된 CH₄ 및 N₂O 발생량은 전반적으로 biochar 시용한 처리구가 다른 처리구에 비해 낮게 조사되었다.

- 토양 조건에 따른 CH₄ 발생 특성을 조사한 결과, 건조 토양의 경우 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 2.81~9.56, 2.60~10.62, 1.29~7.75 및 1.46~7.80 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었고, 염류집적 토양의 경우 Cn 처리구는 2.51~7.76 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위, CF 처리구는 1.86~7.77 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위, SB 처리구는 0.48~4.82 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위, BB 처리구는 0.54~4.38 mg CH₄ m⁻² hr⁻¹ 범위로 조사되었다.
- 건조 토양에서 조사된 평균 N₂O 발생량은 Cn, CF, SB 및 BB 처리구에서 각각 8.59 (-38.56~76.17 ug N₂O m⁻² hr⁻¹), 96.25 (19.61~363.60 ug N₂O m⁻² hr⁻¹), 60.26 (3.33~263.96 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) 및 65.23 (7.50~284.26 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) ug N₂O m⁻² hr⁻¹으로 조사되었고, 염류집적 토양에서 조사된 평균 N₂O 발생량은 CF (247.88 ug N₂O m⁻² hr⁻¹) > BB ≥ SB > Cn 처리구 순으로 조사되었다.
- 벼 생육기간 동안 조사된 총 CH₄ 발생량은 건조 토양의 경우 Cn (10.7 g m⁻² 126 day⁻¹) > CF > BB ≥ SB 처리구 순으로 많았고, 염류집적 토양의 경우 Cn (12.8 g m⁻² 126 day⁻¹) > CF > SB > BB 처리구 순으로 많았다. 총 N₂O 발생량은 건조 토양 및 염류집적 토양내 CF 처리구에서 각각 291 및 750 mg m⁻² 126 day⁻¹으로 가장 많았다.
- Biochar 시용시 토양내 온실가스 저감효율을 조사한 결과, 건조 토양의 경우 biochar 시용 처리구의 CH₄ 저감효율은 CF 처리구 발생량 대비 각각 35.8~36.6% 저감효과를 보였고, N₂O 저감효율은 32.2~37.4% 저감효과를 보였다. 염류집적 토양의 경우 biochar 시용 처리구의 CH₄ 및 N₂O 저감효율은 각각 40.0~48.2 및 38.2~38.5%의 저감효율을 보였다.

9) 농립 바이오매스를 활용한 기능성 biochar의 실용화 방안 검토

- 농립 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar 토양개량제 생산 공정 매뉴얼은 부산물 확보, 건조, 열분해, 생산, 분쇄, 성형 및 생산순이었다.
- Biochar를 활용한 친환경 농업기술 개발은 온실가스 저감을 위한 친환경 농업기술과 작물의 수량 증대를 위한 친환경 농업기술을 개발하였다.
- 농업용 기능성 biochar의 경제성 및 실용화 가능성을 검토한 결과 biochar 시용으로 인해 벼 및 배추의 수확량이 증가하고, 비료를 대체할 수 있는 효과가 있어 경제성이 매우 뛰어나며, 농가에서 쉽게 biochar를 제조할 수 있어 실용화 가능성이 매우 높을 것이다.

이상의 결과를 종합적으로 볼 때, 농업바이오매스로 제조된 biochar는 토양 물리성 및 화학의 개선효과가 뛰어나며, 다량의 무기성분을 함유하고 있으므로 기존의 화학비료의 사용량을 줄이면서 농가의 경제적인 비용을 절감할 수 있을 것으로 판단되며, 작물 생산성 향상으로 인한 이윤을 추구할 수 있을 것으로 판단된다.

제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

제 1 절 연구개발목표 달성도 및 관련분야에의 기여도

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 기반구축연구를 통해 기능성 biochar를 제조할 수 있는 biochar제조장치를 개발하고 농림바이오매스 종류별로 열분해 조건과 열분해 시간을 달리하여 최적의 biochar제조할 수 있는 최적조건 등을 구명하였다. 또한 제조된 환경정화용 및 농업용 biochar의 실제 폐수처리 및 농업에 활용가능성을 평가하였으며, 물리화학적 특성 조사를 통하여 biochar의 특성을 조사하였다. 농림바이오매스를 이용한 환경정화용 및 농업용 biochar는 수질 및 토양개량제로서의 역할과 동시에 2차오염원을 유발하는 농업 및 임업 부산물의 자원화를 동시에 만족할 수 있는 기술개발을 위한 기반을 확보하였다.

농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발을 위해 질소 및 인 처리가 가능한 환경정화용 biochar제조 장치를 개발하였으며, 제조된 biochar를 이용하여 오염물질을 처리함으로써 국내환경에 적합한 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템을 개발하였으며, 농업용 biochar는 실제 현장에 적용성 여부를 판단하기 위하여 입상형 biochar제조기술을 개발 및 농업용 biochar의 품질특성을 조사하였다. 또한 제조된 biochar를 토양에 적용하여 작물생육 증진효과 및 토양개량효과에 관한 연구를 통하여 국내 농업 및 환경에 적합한 biochar를 개발하였다.

개발된 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술을 실용화하고 현장 적용성을 검토하기 위해 현장 규모의 자연정화시스템 및 배추농가에 환경정화용 및 농업용 biochar 적용하여, 폐수처리효율, 작물생육증진, 토양개량효과 및 온실가스 저감 효율을 평가함으로써 농림바이오매스로 제조된 biochar의 효율성을 검증하였다. 또한 실제 폐수처리시설 및 경종농가의 여러 환경요인하에서 다양한 적용성 조사를 통해 국내환경의 적합성과 효율성을 모두 검증한 후 향후 국내 자연정화시스템 및 경종농가에서 환경정화용 및 농업용 biochar 효과적으로 적용하기 위한 자연정화시스템을 구체화하였으며, biochar를 적용한 자연정화시스템의 관리 및 운영지침을 제시하였다. Table 4-1에서 보는 바와 같이 계획된 연구목표를 달성하여 농업환경 관련분야에 기여하였다.

Table 4-1. 연구개발목표 달성도 및 관련분야에의 기여도

구분	연구개발 목표	달성도 (%)	연구개발 수행내용
1차년도 (2012.8.10 ~ 2013.8.9)	농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업· 환경기술 기반구축		
	I. 농림부산물을 활용한 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 확립 및 biochar 정화효율 조사		
	○ 환경정화용 기능성 biochar 생산기술 기반 구축	100	○ 환경정화용 biochar제조를 위한 제조장치 개발 및 제조방법 구명
	○ 환경정화용 biochar의 가치 및 활용성 검토	100	○ 환경정화용 biochar의 수처리제로서의 활용방법 및 전처리 방법구명
	○ 농림부산물 종류별로 생산된 biochar의 물리화학적 특성	100	○ 농림부산물 종류별 환경정화용 biochar 제조를 위한 최적조건 도출
	○ 환경정화용 기능성 biochar제조	100	○ 최적조건 및 활성화 방법을 통한 환경정화용 biochar제조방법 구명
	○ 농림부산물 종류별 biochar의 오염물질 흡착능 조사	100	○ 농림부산물 종류별 질소, 인 및 중금속 흡착특성 구명
	II. 농림부산물을 활용한 농업용 고기능성 biochar의 생산기술 확립 및 biochar의 토양개량효과 조사		
	○ 농업용 기능성 biochar의 생산기술 기반 구축	100	○ 농업용 기능성 biochar 생산을 위한 드럼형 및 전기습식가열형 biochar 제조장치에서 효율성 검토
	○ 농업용 기능성 biochar의 토양개량제 자원으로서의 가치 및 활용가능성 검토	100	○ 농업용 기능성 biochar의 토양개량제로서의 가치평가 및 특성을 통한 활용가능성 평가
	○ 농림부산물 종류별로 생산된 농업용 biochar의 물리화학적 특성	100	○ 농림부산물 종류별로 제조된 biochar의 물리화학적 특성을 파악하여 최적의 농업용 biochar제조방법 구명
	○ 농업용 기능성 biochar 제조기술개발	100	○ 농업용 biochar제조장치 및 물리화학적 분석을 통한 농업용 기능성 biochar의 제조기술 개발 및 특성과 악

(계속)

구분	연구개발 목표	달성도 (%)	연구개발 수행내용
2차년도 (2013.8.10 ~ 2014.8.9)	농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발		
	I. 농림바이오매스를 활용한 환경정화용 기능성 biochar의 생산 및 지구온난화 영향평가		
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar제조장치 및 제조방법개발 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 질소 및 인 처리가 용이한 환경정화용 biochar제조장치 개발 및 biochar 제조기술 확립
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 환경정화용 biochar의 오염물질 처리효율 평가 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 환경정화용 biochar의 오염물질을 처리효율 평가
	<ul style="list-style-type: none"> - 환경정화용 biochar의 중금속 흡착특성 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 복합 중금속 용액에 대한 biochar의 흡착특성 구명 (추가연구)
	<ul style="list-style-type: none"> - 환경정화용 biochar의 인공습지 적용가능성 검토 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ Biochar의 습지적용을 위한 최적조건 도출
	<ul style="list-style-type: none"> - Biochar가 적용된 인공습지의 설계 및 제작 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 환경정화용 biochar가 적용된 인공습지 설계 및 제작
	<ul style="list-style-type: none"> - 환경정화용 biochar 적용된 인공습지에서 수생태학적 효율성 평가 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 환경정화용 biochar가 적용된 인공습지에서 수질, 여재, 식물 및 미생물 분석을 통한 습지 안정성 평가
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 환경정화용 biochar의 지구온난화 영향평가 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 습지내에서 발생하는 온실가스의 배출특성을 파악하고, 집중 및 장기간 온실가스 배출특성을 모니터링
	II. 농림부산물을 활용한 농업용 고기능성 biochar 토양개량 효율 평가 및 지구온난화 영향평가		
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 biochar제조장치 제작 및 효율성 평가 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 biochar제조장치의 효율성평가
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 개발 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 biochar의 입상형 토양개량제 개발을 위한 최적조건 제시
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 기능성 biochar의 품질특성 평가 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 제조된 농업용 biochar의 품질특성 조사
	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농림 부산물을 활용한 농업용 기능성 biochar의 식물재배효과 검증 	100	<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 기능성 biochar의 작물생육 특성 및 토양개량효과 조사
<ul style="list-style-type: none"> ○ 농림 부산물을 활용한 농업용 biochar의 토양시용시 온실가스배출저감 효율 평가 		<ul style="list-style-type: none"> ○ 농업용 biochar의 토양적용시 발생하는 온실가스 배출특성 조사 	

제 2 절 평가 착안점

대부분의 농업부산물은 그 활용도가 매우 낮은 편으로 대부분의 농가에서 소각, 토양시용 및 논으로부터 제거 후 이용으로 크게 3가지로 구분할 수 있는데, 농업부산물의 토양 사용은 토양으로부터 발생하는 온난화 가스의 배출량을 증가시킬 우려가 있을 뿐만 아니라 이양작업의 불편 및 농업부산물의 부숙에 따른 유기산과 가스발생 및 질소기아 현상 등에 의한 비 활착지연 등 초기 생육저해를 초래할 수 있으므로 많은 농민들이 이를 기피하여 처리가 빠르고 쉬운 방법인 소각을 시행하는 경우가 많다. 또한, 이들 농업부산물의 소각은 지력유지를 위한 유기물 자원인 농업부산물을 대기로 손실시킬 뿐만 아니라 소각 시 발생하는 연기 속에 들어있는 가스성분 및 입자상 물질들이 대기오염을 일으키는 하나의 원인이 되며, 이러한 농업부산물 소각 시 CO, Hydrocarbons, NOx 및 SO₂이 발생한다고 보고된 바 있다.

이러한 이유로 농립 바이오매스는 최근 들어 재활용하거나 자원화하기 위한 다양한 방법들이 개발되고 있으나, 농업부산물 바이오매스의 경우는 전체 가용자원 중 현재 보유한 기술로서 실제 자원화가 가능한 비율은 33%정도로 약 67%정도가 자원화 및 재활용이 되지 못하고 있으며, 임업 바이오매스의 경우는 농업부산물에 비해 많은 양이 자원화되고 있지만 그 이용효율이 낮은 실정으로 이들을 효율적으로 에너지화하면서 자원화 할 수 있는 대책이 절실히 필요할 것으로 판단된다.

본 연구는 지구온난화 대응 온실가스 저감을 위한 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조 시스템을 개발하고, biochar 활용 온실가스배출저감 농업·환경기술을 개발하기 위하여 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템을 개발하며, 생산된 biochar를 인공습지에 활용하여 수질정화와 동시에 온실가스저감 환경정화기술을 개발하고자 하고, 생산된 biochar를 농경지에 시용하여 토양개량 효과와 동시에 온실가스저감 친환경 농업기술을 개발하고자 하였다.

특히 본 연구에서 3년동안 수행한 농립 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발, 생산된 biochar를 인공습지에 활용하여 수질정화와 동시에 온실가스저감 환경정화기술, 생산된 biochar를 농경지에 시용하여 토양개량 효과와 동시에 온실가스저감 친환경 농업기술은 국내에서 보고되지 않은 기술이며, 일부 연구자들에 의해 biochar의 작물생육 증진효과나 토양개량효과에 대한 보고가 되어 있지만 하수나, 중금속 폐수에 대한 적용성 연구는 전무하다. 특히 본 연구에서 개발된 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템의 경우 질소, 인 및 중금속 등 오염물질의 처리가 안정적이고 방류수 수질기준을 만족할 수 있는 우리나라 농촌환경 실정에 적합한 공법으로써 경종 및 폐수처리가 함께하는 자원순환형 친환경 자연정화시스템이다. 따라서 본 연구과제는 Table 4-2와 같은 평가착안점에 따라 평가하였다.

상기 평가착안점 결과를 미루어 볼 때 본 과제에 의해 개발된 농립바이오매스를 활용한 biochar의 농업환경기술은 농업 및 임업의 폐기물완화, 수질정화, 토양개량 효과 및 온실가스 저감을 동시에 수행할 수 있는 기술로 판단된다.

Table 4-2. 연구개발과제의 평가 착안점

평가의 착안사항	척 도 (점수)				평가
	A	B	C	D	
농업 및 임업에서 발생하는 농림부산물의 재활용	10	8	6	4	10
농업부산물을 이용한 환경친화형 및 농업용 biochar 제조장치	10	8	6	4	10
환경정화용 Biochar의 오염물질 정화효율	10	8	6	4	10
농업용 biochar의 토양개량 효과 및 작물생육증진	10	4	3	2	5
Biochar의 자연정화시스템 및 토양에 적용시 온실가스 배출저감	10	4	3	2	5
Biochar적용 자연정화시스템의 부하량에 대한 안정성 여부	5	4	3	2	5
Biochar의 제조 및 적용으로 인한 2차 오염원 발생유무	5	4	3	2	5
Biochar제조장치의 자체적인 운영관리 가능여부	5	4	3	2	5
Biochar제조 장치의 제작비 및 운영관리	5	4	3	2	5
환경정화용 biochar 적용 자연정화시스템의 실용화 여부	5	4	3	2	5
농업용 biochar의 토양개량제로서의 실용화	5	4	3	2	5
환경정화용 및 농업용 biochar제조 장치의 산업화	5	4	3	2	5
자연정화시스템에서 생육된 수생식물의 biochar제조 및 이용	5	4	3	2	5
중금속 및 인 처리를 위한 인공습지 개발	5	4	3	2	5
환경정화용 biochar적용 인공습지에서 도금폐수 처리효율 평가	5	4	3	2	5
평가 총점	100				100

제 5 장 연구개발 성과 및 성과활용 계획

제 1 절 연구개발 성과

1. 연구성과

가. 논문게재

가. 논문게재

게재 연도	논문명	저자			학술지 명	Vol. (No.)	국내외 구분	SCI 구분
		주저자	교신저자	공동저자				
2012	활성탄을 이용한 인공습지 폐영양 수질 개선의 효과 평가	김성현	허중수	서동철, 박종환, 이충현, 최정호, 김홍출, 하영래, 조주식	한국환 경농학 회지	31(4)	국내	
2013	참깨 부산물 biochar의 흡착특성	최익원	조주식	서동철, 강세원, 이상규, 서영진, 임병진, 허중수,	한국토 양비료 학회지	46(1)	국내	
2013	Effects of biochar, cow bone and eggshell on Pb availability to maize in contaminated soil irrigated with saline water	Almar -oai, Y.A.	Ok, Y.S.	Usman, A.R., Ahmad, M., Moon, D.H., Cho, J.S., Joo, Y.K., Jeon, C., Lee, S.S.	Environ -mental Earth Sciences	71	국외	SCI
2013	Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures	Ahmad ,M.	Ok, Y.S.	Lee, S.S., Rajapaksha, A.U., Vithanage, M ,zhang,M, Cho, J.S., Lee, S.E.	Bioreso -urce Technol.	143	국외	SCI
2013	Terriglobus aquaticus sp. nov., isolated from an artificial reservoir	Baik, K.S	Seong, C.N.	Choi, J.S., Kwon, J., Hwang, Y.M., Kim, M.S., Kim, E.M., Seo, D.C., Cho, J.S.	IJSEM	63	국외	SCI
2013	Roles of renewable energy technologies in improving the rural energy situation in Nepal: Gaps and opportunities	Gurun -g, A.	Oh, S.E.	Karki, R., Cho, J. S., Park, K. W.	Energy Policy	62	국외	SSCI
2013	폐가축사체의 농업적 재활용을 위한 가축사 체 액상부산물의 액비 화 조건 구명	서영진	조주식	서동철, 강세원, 이상규, 박주왕, 최익원, 성환후, 강석진	한국환 경농학 회지	32(4)	국내	
2013	돈분액비를 이용한 녹 비보리 및 헤어리베치 의 혼입시기가 벼 수 량에 미치는 영향	강세원	조주식	서동철, 이상규, 서영진, 박주왕, 유진희, 김민태, 강항원, 허중수	한국환 경농학 회지	32(4)	국내	

(계속)

계재 연도	논문명	저자			학술지명	Vol. (No.)	국내 외 구분	SCI 구분
		주 저자	교신 저자	공동저자				
2014	시설하우스 농업배수 처리를 위한 인공습지에서 여재종류, 조합방법 및 부하량에 따른 오염물질 정화효율 평가	이동진	서동철	박종환,김성현,윤찬웅, 조주식,이성태,허중수	한국하천 호수학회	47(1)	국내	
2014	페로니켈슬래그와 제강급랭슬래그의 인 흡착특성	박종환	서동철	김성현, 박민규, 강병화, 이상원, 이성태, 최익원, 조주식, 허중수	한국환경 농학회지	33 (3)	국내	
2015	갈대 biochar의 구리 및 카드뮴 경쟁흡착특성	박종환	서동철	김성현, 신지현, 김홍출	한국환경농 학회지	34 (1)	국내	
2015	국내 주요 국가산업단지에서 중금속에 의한 토양오염	정태욱	서동철	최지연, 조은정, 정재은, 지화성, 이경심, 유평중, 김기곤, 박종환, 김성현, 허중수	한국환경농 학회지	34 (2)	국내	
2015	Enhancement of nitrate removal in constructed wetlands utilizing a combined autotrophic and heterotrophic denitrification technology for treating hydroponic wastewater containing high nitrate and low organic carbon concentrations	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Agricultur al Water Managem ent	162	국외	SCI
2015	Enhancement of nutrient removal in a hybrid constructed wetland utilizing an electric fan air blower with renewable energy of solar and wind power	Lee, D.J.	Seo, D.C	Kang, S.W., Park, J.H., Kim, S.H., Chio, I.W., Hwang, T.H., Lim B.J., Jung, S.J., Park, H.N., Cho, J.S.	Journal of Chemistry		국외	SCI
2015	Effect of Volatile Fatty Acid Concentration on Anaerobic Degradation Rate from Field Anaerobic Digestion Facilities Treating Food Waste Leachate in South Korea	Lee, D.J.	Seo, D.C	Lee, S.Y., Bae, J.S., Kang, J.G., Kim, K.H., Rhee, S.S., Park, J.H., Cho, J.S., Chung, J.	Journal of Chemistry		국외	SCI

(계속)

게재 연도	논문명	저자			학술지명	Vol. (No.)	국내 외 구분	SCI 구분
		주 저자	교신 저자	공동저자				
2015	Enhanced Sulfamethazine Removal by Steam-Activated Invasive Plant-Derived Biochar	Rajapaksha, A.U.	Ok, Y.S.	Vinthanage, M., Ahmad, M, Seo, D.C., Cho, J.S., Lee, S.E., Lee, S.S., Ok, Y.S.	Journal of Hazardous Material	290	국외	SCI
2015	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metals by chicken bone-derived biochar: Batch and column experiment	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Kang, S.W., Choi, I.W., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Journal of Environmental Science and Health	50 (11)	국외	SCI
2015	Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions.	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Chemosphere		국외	SCI
2015	Evaluation of phosphorus adsorption capacity of sesame straw biochar on aqueous solution: influence of activation methods and pyrolysis temperatures	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Environmental Geochemistry and Health		국외	SCI
2013	Comparison of single and competitive metal adsorption by pepper stem biochar	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Archive of Agronomy and Soil Science		국외	SCI
2015	Characteristics of biochar derived from fruit tree pruning wastes and their effects on lead adsorption. Journal of Korean Society for Applied Biological Chemistry	Park, J.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Kim, S.H., Kang, S.W., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Journal of Korean Society for Applied Biological Chemistry	58	국내	SCI
2015	Long-term performance of vertical-flow and horizontal-flow constructed wetlands as affected by season, N load, and operating stage for treating nitrogen from domestic sewage	Kim, S.H.	Cho, J.S.	Ok, Y.S., Park, J.H., Kang, S.W., Heo, J.S., Delaune, R.D. Seo, D.C.	Environmental Science and Pollution Research,		국외	SCI

나. 학술회의 논문발표

발표연도	논문명	교신저자	학술회의명	발표일	장소
2012	Adsorption of fertilizer value of biochar using submerged dead plants in flood control reservoir	조주식	The 4th international biochar congress	2012.9	중국
2012	참깨부산물을 이용한 Biochar의 중금속 오염폐수 처리효과	조주식	한국토양비료학회	2012.10	한국
2012	옥수수과 참깨 부산물 Biochar 제조와 양분 특성에 열분해 온도 및 시간이 미치는 영향	허중수	한국토양비료학회	2012.10	한국
2013	Adsorption of phosphorus in domestic sewage using corn waste biochar	허중수	일본수환경학회	2013.3	일본
2013	Study on adsorption of heavy metals in waste water by reed biochar	조주식	일본수환경학회	2013.3	일본
2013	FT-IR, SEM-EDS와 습식분해법을 이용한 열분해 온도별 벚짚 biochar의 물리화학적 특성	조주식	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	열분해 온도가 보릿짚 biochar의 수율과 화학적 특성에 미치는 영향	조주식	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	참깨부산물 biochar를 이용한 중금속 오염폐수의 pH별 흡착효율 평가	조주식	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	인 제거를 위한 참깨대 biochar의 최적 열분해 온도 및 시간	허중수	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	드럼통 biochar 제조장치에서 생산된 농업부산물 biochar의 화학적 특성	허중수	한국토양비료학회	2013.5	한국
2013	농업부산물인 담뱃대를 이용하여 제조한 biochar의 인 흡착특성	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	Batch 실험에서 활성화된 고춧대 biochar의 인 흡착능력	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	드럼형 biochar 제조장치에서 제조된 콩대 및 참깨대 biochar의 표면특성	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	전기 biochar 제조장치에서 제조된 과수 전정지 biochar의 표면특성	허중수	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	열분해 온도에 따른 담뱃대 biochar의 비료학적 가치평가	조주식	한국환경농학회	2013.7	한국
2013	술잎 및 술방울을 이용한 biochar 제조와 화학적 특성	허중수	한국토양비료학회	2013.10	한국

(계속)

발표 연도	논문명	교신저자	학술회의명	발표일	장소
2013	과수부산물 biochar의 질소 및 인 용출특성	허중수	한국토양비료학회	2013.10	한국
2013	열분해 온도별로 제조된 고춧대 biochar의 수율과 비료학적 특성	조주식	한국토양비료학회	2013.10	한국
2013	Phosphorus adsorption capacity of biochar obtain from purolysis of sesame waste under different temperatures and activated methods	허중수	ASA,CSSA, and SSSA	2013.11	미국
2013	Adsorption characteristics of heavymetals using	허중수	ASA,CSSA, and SSSA	2013.11	미국
2014	Effect of ZnCl ₂ activattion in tobacco waste biochar on adsorption capacity of phosphorus	허중수	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Mono and multi nutrient adsorption of nitrate-N, Ammonium-N and Phosphorus-P in activated sesame biochar	허중수	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Effect of sesame stalk biochar on growth and nutrient contributions of green manure crops of gramineae and leguminous species in rice green manure crop	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Effect of bamboo biochar on mitigation of greenhouse gases in lettuce cultivation	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Effect of soybean stover biochar on growth of chinese cabbage under different pyrolysis temperatures	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	Adsorption characteristics of heavy metals by pepper stalk biochar	조주식	The world congress of soil science	2014.6	한국
2014	브로콜리 재배시 대나무 biochar 시용량에 따른 온실가스 배출특성 평가	조주식	한국환경농학회	2014.7	한국
2014	농업부산물을 이용하여 제조한 biochar의 비료학적 특성평가	조주식	한국환경농학회	2014.7	한국

(계속)

발표 연도	논문명	교신저자	학술회의명	발표일	장소
2014	보릿짚 biochar의 중금속 흡착효율 평가	조주식	한국환경농학회	2014.7	한국
2014	참깨대 biochar에서 중금속들의 경쟁흡착 특성	허중수	한국환경농학회	2014.7	한국
2014	Effect of corn stalk derived biochar on bioavailability of heavy metals in inland soil	조주식	Clear 2014	2014.10	한국
2014	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metals by pepper stem derived biochar comparison between batch and column studies	허중수	Clear 2014	2014.10	한국
2014	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metals by pepper stem derived biochar : comparison between batch and column studies	허중수	Clear 2014	2014.10	한국
2014	Competitive adsorption and selectivity sequence of heavy metal by chicken bone derived biochar	허중수	Biological waste as resource, with a focus on food waste	2014.12	홍콩
2014	Effect of green manure crops on quality and yield of carrot in carrot cultivation	허중수	Biological waste as resource, with a focus on food waste	2014.12	홍콩
2015	Environmental Science : Global concern & Research challenge (학술상 수상)	조주식	한국환경농학회	2015.9	한국

다. 특허 성과

출원된 특허의 경우					등록된 특허의 경우				
출원 연도	특허명	출원인	출원국	출원번호	등록 연도	특허명	등록인	등록국	등록번호
2013	수처리용 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2013-0 123821	2013	수처리용 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2013- 0123821
2014	폐열 재순환형 바이오차 제조시스템	순천대학교산 학협력단&경 상대학교산학 협력단	대한 민국	10-2014-0 032684	2014	폐열 재순환형 바이오차 제조시스템	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-14187 02
2014	수처리용 황 침착 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2014-0 049661	2015	수처리용 황 침착 바이오차의 제조장치 및 제조방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-14852 93
2014	질소 제거를 위한 수처리 용 바이오차 의 황 침착 장치 및 방 법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-2014-0 149730	2015	질소 제거를 위한 수처리 용 바이오차 의 황 침착 장치 및 방법	경상대학교산 학협력단&순 천대학교산학 협력단	대한 민국	10-15474 30

라. 기술료 징수 현황

- 본 연구과제의 연구성과물은 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar는 소규모 생산 및 현장 활용에 관련되어 기업체를 통한 사업화 보다는 영농법인 및 중·소규모 하수처리시설 등에 무상기술이전을 실시할 예정이다.
- 본 연구에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar제조장치는 4건의 특허 등록을 통해 지식재산권을 확보하였으며, 참여기업 및 영농법인 등과의 협의를 통하여 향후 기술이전을 실시할 계획임.

마. 사업화 현황

- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 biochar는 하수처리시설에 보급할 예정임
- 본 연구과제에서 개발된 환경정화용 및 토양개량용 biochar의 농업 및 환경 기술은 시장조사 및 정밀 사업성 분석을 실시한 후 향후 biochar제조기술은 사업화를 진행할 예정이고, biochar의 현장활용은 농가 지도 및 홍보로 보급화하는 방향으로 진행할 예정임

- 영농법인이나 경종농가에서 본 개발기술의 사업화를 희망할 경우 적극적으로 기술을 지도할 예정임.

바. 인력활용/양성 성과

(1) 인력지원 성과

지원 총인원	지원 대상 (학위별, 취득자)				성별		지역별		
	박사	석사	학사	기타	남	여	수도권	대전	기타지역
13	1	4	8	-	12	1	-	-	13

(2) 장·단기 연수지원 성과

해당사항 없음.

(3) 산업기술인력 양성 성과

해당사항 없음.

사. 경제사회 파급효과

산업지원 성과 (단위 : 건)				고용창출 성과 (단위 : 명)		
기술지도	기술이전	기술평가	합계	창업	사업체 확장	합계
40			40			

- 서부경남지역 주변 영농법인, 경종농가와 토양개량용 biochar의 기술이전에 관하여 협의 중에 있음.
- 산청군 축산폐수공공처리시설 및 사천시 진사면 폐수종말처리장과의 환경정화용 biochar의 기술이전에 관하여 협의를 진행 중에 있음.
- Biochar제조와 관련하여 기존의 biochar제조장치 및 활성탄 제조업체들과 기술이전을 위한 협의를 진행 중에 있음
- Biochar제조 관련 기술지도 : 8건
 - 국공립 대학 및 연구소로부터 biochar제조와 관련하여 기술지도를 실시함
- Biochar 분석지원 : 25건
 - Biochar의 물리, 화학적 특성을 조사하여 고효율성 biochar의 제조를 위한 분석지도를 실시함
- 농업, 임업 및 축산업 애로사항 지원 : 7건

- 현재 농업, 임업, 축산업에서 발생하는 부산물로 인한 농가의 애로사항을 부산물을 활용한 biochar 제조에 의한 자원화로 유도하였고, 토양개량효과 및 환경관리 방안으로서의 활용을 지도하였음

제 2 절 연구성과 활용계획

1. 기대효과

본 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경 기술은 현재 농업, 임업 및 축산업에서 발생하는 부산물들을 biochar를 제조함으로써 폐기물의 경감효과와 동시에 농가소득을 창출할 수 있는 효과적인 기술이며, 환경정화용 biochar의 경우는 각종 오염물질의 흡착 및 여과제로서 역할이 가능하기 때문에 중, 소규모의 하수처리시설에 단독 사용하여 기존의 오염물질 정화효율을 극대화 할 수 있으며, 하수종말처리장에서는 전처리조나 후처리조의 여재로 이용되면서 기존의 값비싼 활성탄의 대체제로서 이용하면서 하수종말처리장의 운영 및 관리비용을 절감할 수 있을 것으로 판단된다. 또한 본 연구에서 개발된 토양개량용 기능성 biochar의 경우의 작물 생육증진 효과 및 토양개량효과가 우수하기 때문에 농가에서 화학비료의 사용량을 절감할 수 있으며, 장기간 연작으로 인한 토양의 물리성 및 화학적 불량에 대해 개선 효과가 뛰어나므로 작물생육 증진 및 수량증대 효과로 인하여 농가의 이익을 창출할 수 있을 것으로 판단된다. 본 연구에서 개발된 biochar의 제조장치 및 제조방법은 4건의 특허를 확보함으로써 기술이전으로 인한 이익이 창출될 것이며, 향후에 biochar의 제조장치 및 제조방법에 관한 추가연구를 통하여 고효율성 biochar제조장치를 개발하여 지식재산권 확보 및 농가에 보급을 계획하고 있다. 이와 같이 지금까지 개발된 연구기술을 바탕으로 실제 농가나 현장에 더 적용한다면 농업, 임업 및 축산업의 폐기물을 절감효과와 동시에 농가의 이익을 창출할 수 있는 자원순환형 시스템의 보급이 마련될 것으로 판단된다.

가. 기술적 측면

- 국내 농림활동으로 인한 농림 바이오매스 처리에 본 연구에서 개발된 환경친화형 biochar 제조시스템 활용을 통한 고부가가치 창출
- 다양한 농림 바이오매스와 각종 유기성 폐기물을 활용한 친환경농자재 생산 선도기술 확보 및 국제 경쟁력 강화
- 다양한 농림 바이오매스와 각종 유기성 폐기물 이용 biochar 제조 선도 기술 기반 구축
- 우리나라 농가가 안고 있는 농림 바이오매스 처리 관련 현장애로사항 해결
- 농림 바이오매스의 재활용 기술개발에 의한 환경친화형 자원 재순환시스템 구축

나. 경제·산업적 측면

- 특허출원등록 및 상표 등록을 통한 지식재산권 획득
- 기술개발 완료 후 참여기업에 기술이전 실시에 의한 수입 창출
- 농림 바이오매스를 활용한 농업용 biochar를 자급하여 토양개량제, 비료, 농약 구입 등 농산물 관리 비용 절감

- 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조기술 개발을 통한 환경신기술 획득
- 국내 biochar 제조 신기술 산업시장 초기형성 산업화 기반 마련

[우리나라 농업부산물 전량을 biochar로 산업화 할 경우 경제적 가치 평가]

(단위 : 백만원)

항 목 \ 산업화 기준	1차년도	2차년도	3차년도	계
직접 경제효과	700,000	770,000	847,000	2,317,000
경제적 파급효과	140,000	154,000	169,400	463,400
부가가치 창출액	10,700	11,770	12,947	35,417
합 계	850,700	935,770	1,029,347	2,815,817

※산정기준 : 국내 농업부산물 생산량 연간 9,182 천톤 (2009년 기준: 국내 농업부산물 전량을 biochar로 생산하는 것으로 가정), Biochar 제조시 60~70%감량 가정
 Biochar 가격산정 활성탄의 1/5 (입상탄 : 100만원/m³ (=460 kg))
 경제적 파급효과 : 수처리제나 토양개량제 사용으로 인한 경비절감 효과 (약 20%)
 부가가치 창출액 : Biochar 사용으로 인한 CO₂ 고정량 (1,000원/1톤 CO₂ 가정)
 (Biochar의 CO₂고정 1 m³ biochar = 2.93 m³ CO₂)
 (참고자료: The economic value of biochar in crop production and carbon sequestration, 2010, Washington State University)

2. 활용방안

- 국내 농가 및 산림에서 발생하는 다양한 농림 바이오매스 처리에 본 연구에서 개발된 환경친화형 biochar 제조시스템 기술을 활용
- 농림 바이오매스를 활용한 토양개량제 생산기술을 농가에 보급
- 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 biochar를 환경처리시설에서 활성탄 대체제로 활용
- 농림 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar를 상품화하여 친환경 농자재 보급에 활용
- 다양한 농림 바이오매스를 활용한 자원의 재활용 방안으로 축산 및 도시폐기물 자원 등에도 기술을 활용
- 개발될 본 기술에 의해 우리나라 대부분의 농가가 안고 있는 농림 바이오매스 관련 현장 애로사항을 해결하는데 활용
- 지구온난화 저감을 위한 농업/환경 대응 기술 개발 기반 구축으로 국내 선도기술 확보에 활용

제 3 절 추가연구의 필요성

본 과제에 의해 개발된 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 농림부산물의 자원화와 수질 및 토양에서의 오염물질 처리 및 작물생산성 향상효과를 동시에 수행할 수 있는 경제성과 효율성을 갖춘 우수한 기술로 판단되며, 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템의 경우 방류수 수질기준을 만족시켰으나 장기간 운영시 배출허용기준 만족 여부에 대한 추가 연구가 필요할 것으로 판단된다. 따라서 본 환경정화용 biochar를 적용한 자연정화시스템의 장기간 모니터링을 통해 오염폐수의 수명을 예측하여 농가 및 공동이용형 단위에 맞게 처리시설을 규격화하는 연구가 추가적으로 진행되어야 할 것으로 판단된다. 또한 본 연구에서 개발된 biochar 적용 중금속 및 인 처리기술은 연구수행기간이 짧아 중금속 및 인을 처리할 수 있는 최적조건만 도출되었을 뿐 현장에 적용한 연구는 미흡한 단계이다. 이에 biochar를 활용한 중금속 및 인 처리기술을 실제 중금속 폐수가 유입되는 곳에 설계 및 제작하여 오염물질을 처리효율 조사가 필요할 것으로 판단된다. 토양개량용 기능성 biochar의 연구에서는 특정 작물에 대한 생육증진 효과, 토양개량효과에 관한 연구가 진행되었으므로 보다 다양한 작물을 선정하여 작물 생육 및 수량 향상에 관한 연구가 추가적으로 필요할 것으로 판단된다.

제 4 절 타연구에의 응용 및 기업화 추진방안

본 과제에 의해 개발된 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 현재까지 연구된 기술로도 타 공법이나 토양개량제와 비교하여 기술적인 경쟁력을 충분히 갖고 있다. 현재까지 개발된 고농도의 유기성 오염물질, 질소 및 인 처리기술은 다양한 고농도의 오·폐수의 처리에도 적용이 가능할 것으로 판단되어 향후 다양한 폐수처리에 적용할 계획이다. 향후 본 개발기술을 난분해성 폐수처리에도 적용할 계획을 하고 있으나 적용이전에 난분해성 오염물질 분해능력 증대와 질소 및 인의 처리기술의 개선 및 보완이 필요할 것으로 판단된다. 또한 기능성 biochar를 이용한 토양개량효과는 현재 농경지 뿐만 아니라 염농도가 높은 간척지에서의 작물 생육특성이나 토양개량효과에 관한 연구를 계획하고 있으며, 또한 폐광산지역이나 중금속 오염 농경지 등에 biochar를 적용하여 오염물질의 거동특성이나 정화효율 등에 관한 연구를 계획하고 있다.

본 과제에 의해 개발된 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 제조시스템 개발 및 온실가스배출저감 농업·환경기술은 실제 폐수처리시설 및 농경지에 적용시켜 개발되었기 때문에 향후 공공시설과 영농농법인에 무상기술이전을 통해 실용화 및 산업화할 계획이다. 그리고 본 연구에서 개발된 biochar 제조기술의 사업화 및 실용화를 위하여 참여기업과 사업성을

검토 중에 있으며, biochar 제조기술 관련 특허를 향후에 기술이전을 실시할 계획이다. 또한 본 개발 기술과 관련된 기술지도를 통해 경종농가나 중·소규모의 하수처리시설의 애로사항을 해결할 수 있게 지도 및 홍보할 계획이다.

제 6 장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보

농림부산물을 이용한 biochar의 제조와 관련된 연구는 전 세계적으로 활발하게 진행중에 있으며, 열분해 조건에 따른 biochar의 물리화학적 특성에 관한 연구는 거의 완료단계에 이르렀다. 하지만 지금까지 대부분의 biochar제조는 드럼통이나 전기회화로에서 혐기성조건만을 유지하여 biochar를 제조하였을 뿐 구체적인 biochar제조장치의 시스템화에 관한 연구는 미흡한 실정이다. 미국을 비롯한 선진국에서는 대용량을 biochar를 제조할 수 있는 기계식 설비의 biochar제조장치가 개발되었으나 경제적인 비용 및 유지관리 측면에서 소규모 농가나 일반인이 사용하기에는 효율성이 떨어지는 문제점이 있다.

Biochar는 농업, 임업 및 축산업에서 발생하는 다양한 폐기물을 비롯한 하수슬러지 등 유기성 폐기물에 관한 연구는 활발히 진행 중에 있다. Biochar의 특성은 열분해 온도, 잔류시간 그리고 재료의 종류에 따라 다양한 특성을 가지고 있기 때문에 이들을 차집하여 biochar 제조를 위한 최적조건을 도출하기에는 많은 어려움이 있다.

일부 연구자들에 의해 biochar를 이용한 토양개량효과나 작물생육증진효과에 관한 연구는 많이 이루어져 있다. Biochar를 시용한 토양에서는 보수력이 biochar를 적용하지 않는 토양에 비해 18% 증대된다고 하였으며 (Glaser et al. 2002), biochar 적용으로 인해 토양의 구조가 향상된다고 보고되어진 바 있다 (Verheijen et al., 2010). 또한 biochar는 질소 및 인을 포함한 다양한 무기성분을 함유하고 있기 때문에 토양에 시용시 화학비료의 절감효과를 가질 수가 있으며, 이로 인하여 경종농가의 비료사용으로 인한 비용을 절감할 수 있다고 보고되어진 바 있다 (Sohi et al., 2009). Biochar는 일반적으로 열분해 과정을 거치게 되면 pH가 증가되는데, 이를 산성토양에서 시용시 석회와 같은 효과로 인하여 pH가 조절되면서 식물의 생육이 증진된다고 보고된 바있다. 하지만 biochar의 토양 적용 연구는 대부분이 포트실험에서 진행되었을 뿐 현장적용성에 관한 연구는 미흡한 실정이고, 일부 연구자들에 의해 biochar의 현장 적용성 실험이 진행되었으나, 단기간의 연구결과로 biochar시용에 따른 토양개량효과, 작물생육증진효과 및 온실가스 배출저감에 관한 명확한 결론을 도출하기에는 어려움이 있다. 이와 같이 biochar의 토양개량제로서의 역할을 구명하기 위해서는 장기간의 토양시용에 따른 연구결과가 더 필요할 것으로 판단된다.

Biochar의 환경정화제로의 이용은 오염물질의 여과나 흡착에 관한 연구는 많이 보고가 되어져 있다. 여과의 경우 biochar의 다공성 구조를 이용하기 때문에 비표적이 중요한 인자이며, 이 표면적을 증대시키기 위하여 열분해 온도의 변화 및 활성화제에 관한 연구가 진행중에 있다. 하지만 오염물질의 흡착의 경우는 대부분이 단일 중금속 흡착에 관한 연구가 대부분으로 복합 중금속 용액에 대한 중금속 흡착에 관한 연구는 미흡한 실정이다. 대부분의 중금속 폐수의 경우에는 단일 성분이 아닌 2종이상의 복합오염원으로 존재하기 때문에 biochar를 이용한 중금속 흡착 연구는 단일상태에서가 아닌 복합상태에서의 흡착 연구가 더 효율적일 것이다.

또한 전세계적으로 자연정화시스템에서 다양한 폐수에서 질소와 인의 처리기술을 개발하기 위한 기초연구가 진행되고 있다. 자연정화시스템에서 질소에 관한 연구로는 소형 장치에서 탈

질을 이용하여 질소처리효율을 향상시키는 연구가 수행 중에 있으며, 이 외에도 여러 조건하에서 질소처리를 위한 연구가 수행 중에 있다. 인에 관한 연구로는 인의 여재종류에 따른 인 흡착능 연구가 몇몇 연구자에 의해 진행되고 있으며, 또한 slag 등과 같은 여러 종류의 여재를 사용하여 인 흡착능 향상을 위한 연구가 꾸준히 진행중에 있다.

Biochar의 경우 다량의 질소 및 인을 함유하고 있어 수질에 적용시 질소 및 인의 용출로 인하여 부영양화를 유발할 수 있다. 이에 대부분의 연구가 온실가스 저감 효율이나 농업적인 측면에 대해서만 이루어졌을 뿐 수질정화제로서의 이용은 극히 제한적이다.

또한 대부분의 biochar는 열분해 과정을 거치게 되면 biochar표면은 (-)charge를 띠게 되는데 이 특성으로 인하여 양이온들의 흡착은 용이하지만 인산이온과 질산성이온 및 황산이온과 같은 음하전을 띠는 오염물질에 대해서는 흡착이 어렵다. 본 연구에서는 이러한 문제점을 해결하기 위하여 $ZnCl_2$ 와 같은 화학약품을 이용하여 biochar를 활성화하였으며, 활성화된 biochar는 인에 대한 높은 흡착능을 보였다. 이 결과로 활성화된 biochar를 제조할 수 있는 장치와 방법을 개발하여 특허를 획득하였으며, 본 연구결과를 국제 전문학술지인 Environmental Geochemistry Health 저널에 등재하여 연구의 우수성을 증명하였다.

본 연구결과 biochar를 적용한 자연정화시스템에서 질소의 처리효율은 87%로서 biochar 적용하지 않은 자연정화시스템에 비해 처리효율을 향상시킬 수 있었으나, 강화되는 방류수 수질 기준을 고려할 때 계속적으로 안정하다고 보기에는 어려움이 있다. 이에 황산화탈질균을 이용하여 질소처리효율을 극대화하기 위하여 biochar에 황을 침착하는 기술을 개발하였으며, 본 연구에서 개발된 황침착 biochar제조 방법 및 장치로 특허를 획득하였다. 또한 본 연구를 기반으로 하여 황침착 biochar와 $ZnCl_2$ 로 활성화된 biochar를 습지에 적용하여 질소 및 인 처리효율을 극대화 할 수 있는 자연정화시스템을 설계 및 계획중에 있다.

이와 같이 본 과제와 유사한 biochar를 활용한 자연정화시스템에서 질소와 인의 처리와 동시에 자원화하는 연구는 전무하다. 특히, 국내에서 하수처리기술은 대부분 기계식 공법에 의존하여 자연정화시스템에서 정화효율과 자원화에 대한 구체적이고 체계적인 연구가 추후 필요하며, 해외에서의 하수의 질소와 인 처리기술과 관련된 연구는 국내의 환경에 적합하지 않아 국내 환경에 적합한 질소와 인 처리기술의 체계적인 연구가 추후 필요할 것이다.

제 7 장 연구시설·장비 현황

제 1 절 연구시설

연구시설 현황은 시설기준 요건을 제시하고 구비현황을 조사하여 Table 7-1에 첨부 하였고, 분야별로 시설기준 및 구비현황을 파악하여 Table 7-2에 제시하였다.

Table 7-1. 연구시설 기준 및 구비현황

시설기준 요건	구비현황
- 시험연구기관은 시험의 신뢰성에 영향을 주는 간섭을 최소화하며 시험에 필요한 사항이 충족되도록 적절한 크기, 구조 및 배치를 갖추어야 한다.	○
- 시험연구기관은 여러 구역이 적절하게 분리되어 각각의 시험이 적절하게 실시될 수 있도록 설계되어야 한다.	○
- 물품이나 장비 보관을 위해 필요한 보관실이나 보관구역이 있어야 한다. 보관실이나 보관구역은 시험계를 수용하는 사육실 또는 구역으로부터 격리되고, 감염, 오염 및 품질저하를 방지할 적절한 보호장치를 갖추어야 한다.	○
- 오염이나 혼동을 방지하기 위하여 시험물질과 대조물질의 수령, 보관 및 부형제와 시험물질의 혼합을 위한 분리된 실험실 또는 구역을 마련해야 한다.	○
- 시험물질을 보관하는 실험실이나 구역은 시험물질의 화학적 동일성, 농도, 순도, 안정성을 유지하기에 적당해야 하고, 유해물질은 안전하게 보관할 수 있어야 한다.	○
- 자료보관실: 시험계획서, 시험기초자료, 최종보고서, 시험물질 샘플 및 검체의 보관과 검색을 위한 보관실을 갖추어야 하며 보관실은 보관물이 보관기간 중에 손상되지 않도록 설계되고 관리되어야 한다.	○
- 폐기물 처리: 폐기물의 취급과 처리는 시험의 완전성을 손상하지 않도록 수행되어야 한다. 적절한 폐기물 수집, 보관 및 처리시설, 오염방지 및 운반절차 등의 방침을 마련해야 한다.	○

Table 7-2. 연구 분야별 시설기준 및 구비현황

분 야		시설 요건	구비현황
이화학분석분야		- 이화학분석에 필요한 시설을 갖추어야 함(환·배기구 설치)	0
작물재배 시험분야	작물재배 시험	- 시험포장(논, 밭, 과원 기타)이나 시설을 갖추어야 함.(해당시험종류에 따라 이화학분석이 필요할 경우 이화학 분석기관에 의뢰분석한 성적을 활용할 수 있다) - 시험포장은 시설재배지는 소유 또는 임차(임대차계약서)하여야 하며 지적도를 첨부하여야 한다.	0
		- 분시험 등에 필요한 온실을 갖추거나 임차하여야 한다.	0
미생물 분석분야		- 미생물분석에 필요한 시설을 갖추어야 함(무균조작 및 균 배양시설)	0

제 2 절 장비현황

연구실 장비 현황은 실험에 사용되는 장비기준 및 구비현황을 Table 7-3에 제시하였고, 분야별 장비기준 및 현황은 Table 7-4에서 보는 것과 같다. 또한 실험실에서 발생할 수 있는 안전사고를 대비해 안전장비 구비조건 및 현황을 Table 7-5에 제시하였다.

Table 7-3. 연구실 장비 기준 및 구비현황

장비기준 요건	구비현황	
	소유	임차
- 시험에 이용되는 기기는 시험연구기관에서 정한 자체 규정에 따라 정기적으로 검사, 청소, 보수, 보정되어야 하며 작업 기록은 작성·유지·보존되어야 한다. 시험기기의 교정은 국내 또는 국제적인 측정기준에 따라야 한다. 다만, 분석기기의 교정은 시험연구기관 자체 내부점검 규정에 따른 결과를 인정할 수 있다. 이 경우 모든 교정과 관련된 기록은 유지·보존하여야 한다.	0	

Table 7-4. 분야별 장비요건 및 구비현황

분 야		장비 요건	구비현황	
			소유	임차
이화학분석	기본 장비	1) 천칭(Chemical balance 0.01mg~160g 이상)	o	
		2) 전자저울(0.01g~3100g)	o	
		3) 건조기(Dry oven 20~120℃ 이상)	o	
		4) 진탕기(Shaker 30회/min 이상)	o	
		5) 전열판 또는 시료전처리기 (Hotplate or sample extraction system)	o	
		6) 진기로(Furance 0~1200℃)	o	
		7) 켈달분해·증류장치(Kjeldahl distilling apparatus)	o	
		8) Vortex Mixer	o	
		9) pH meter	o	
		10) EC meter	o	
	분석 장비	1) ICP또는ICPMass	o	
		2) 분광광도계(UV/VIS)	o	
		3) 기타, 비료성분 분석에 필요한 기기 선별적 확보	o	
미생물분석 (※ 미생물종류에 따라 적합한 기기를 선별적으로 확보)	1) Incubator(배양기)	o		
	2) Autoclave(고압멸균기)	o		
	3) Homogenizer(균질기)	o		
	4) Shaking Incubator(혼합배양기)	o		
	5) Electrophoresis(전기영동장치)	o		
	6) Clean bench(무균작업대)	o		
	7) Hot plate stirrer(가열교반기)	o		
	8) Microscope(현미경)	o		
	9) Electronic Balance(0.1-300g)(전자저울)	o		
	10) Electronic pH meter(전자식 산도측정기)	o		

Table 7-5. 연구실 안전장비 요건 및 구비현황

구 분	장비 요건	구비현황	
		구비완료	구비예정
안전장비	1) 소화기	o	
	2) 방화담요	o	
	3) 방독면	o	
	4) 구급약품	o	

제 8 장 연구실 안전관리 이행실적

연구실 안전관리 이행실적은 일일 연구실 일상점검하여 일상점검 일지를 작성하며, 매달 연구원을 대상으로 하여 안전교육을 실시하였으며, 그 내용을 안전교육일지를 작성하여 연구실의 안전관리를 실시하였다.

제 1 절 연구실 일상 점검일지

본 연구팀은 연구과제를 수행함에 있어 매일 일상 점검을 실시하였으며, 일상점검 내용으로는 Table 8-1에서 보는 것과 같이 일반안전, 기계기구, 전기안전, 화공안전, 소방안전 및 생물안전으로 구분하여 점검을 실시하였으며, 일일 점검결과를 기록하였으며, 그 결과를 Fig. 8-1에 첨부하였다.

Table 8-1. 일상 점검일지 내용

점 검 기 간 (년 월)	
일반 안전	연구실험실 정리정돈 및 청결상태
	연구실험실내 흡연 및 음식물 섭취여부
	안전수칙, 안전표지, 개인보호구, 구급약품 등 실험장비 (흡후드) 관리상태
기계 기구	기계 및 공구의 조임부 또는 연결부 이상여부
	위험설비 부위에 방호장치(보호덮개) 설치 상태
	기계기구 회전반경, 작동반경 위험지역 출입금지 방호설치 설치 상태
전기 안전	사용하지 않는 전기기구의 전원투입 상태 확인 부분별한 문어발식 콘센트 사용여부
	접지형 콘센트를 사용, 전기배선의 절연피복 손상 및 배선정리 상태
	기기의 외함접지 또는 정전기 장애방지를 위한 접지 실시상태
	전기 분전반 주변 이물질 적재금지 상태여부
화공 안전	MSDS비치, 화학물질 성상별 분류 및 시약장 등 안전한 장소에 보관상태
	소량을 덜어서 사용하는 등, 화학물질의 보관함, 보관용기에 경고표시 부착여부
	실험실 폐기물 관리상태(폐액분류표시, 적정용시 사용, 폐액용기덮개 상태 등)
	발암물질, 독성물질 등 유해화학물질의 격리보관 및 시건장치 사용여부
소방 안전	소화기 표지, 적정소화기 비치 및 정기적인 소화기 점검상태
	비상구, 피난통로 확보 및 통로상 장애물 적재 여부
	소화전, 소화기 주변 이물질 적재금지 상태 여부
가스 안전	가스 용기의 옥외 지정장소보관, 전도방지 및 환기상태
	가스용기 외관의 부식, 변형, 노즐잠금상태 및 가스용기 충전기한 초과여부
	가스누설검지경보장치, 역류/역화 방지장치, 중화제독장치 설치 및 작동상태 확인
	배관표시 사항 부착, 가스시설 경계/경고표시 부착 조정기, 밸브등 작동상태
	주변화기와의 이격거리 유지 등 취급여부
생물 안전	미생물 취급 및 보관하는 장소에 생물저해(Biohazard) 표시 부착 여부
	실험실 구역 관계자외 출입금지 구분 및 손 소독기 등 세척시설 설치 여부
	주사기, 핀셋 등 미생물 취급기구 별도 폐기 및 폐기용기 덮개설치 상태
기타 사항	
상기 내용을 성실히 점검하여 기록 함	

2013.1

2013.2

2013.3

2013.4

2013.5

2013.6

2013.7

2013.8

2013.9

2013.10

2013.11

2013.12

제 2 절 연구실 안전 교육 일지

본 연구팀은 연구과제를 수행함에 있어 매달 안전교육을 실시하였으며, 실험실에서 일반적으로 발생할 수 있는 사고 및 사건을 대상으로 하여 연구원들에게 강의 방식으로 안전교육을 실시하였고, 안전교육 일지의 내용은 Table 8-2에서 보는 것과 같고, 매달 실시한 안전교육의 기록 일지는 Fig. 8-2에서 보는 것과 같다.

Table 8-2. 안전교육 일지 내용

년 월 일 요일				결 재	담당자	책임자
교육구분						
교육장소		강 사		서 명		
교육방법	강의, 실기, 시청각, 교재					
교육시간	시 분 ~ 시 분 (분간)					
교육인원	대상자	실시자	미 실시자	미 실시 사유		
				휴가, 출장, 교육, 기타		
교육내용						
교육참석자 명단						
매월 1회 이상 실시 교육실시후 일주일 이내 기록 기록유지 3년간 보존						

제 9 장 참고문헌

- Abd-Elfaltah, A., Wada, K., 1981. Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soils that differ in cation exchange materials. *J. Soil Sci.* 32, 271 - 283.
- Adhikari, R., Singh, M.V., 2003. Sorption characteristics of lead and cadmium in some soils of India. *Geoderma*, 114, 81 - 92.
- Adriano, D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments. *Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. Springer, New York.
- Ahmad, M., Lee, S.S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J.K., Yang, J.E., Ok, Y.S., 2012a. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresour. Technol.* 118, 536 - 544.
- Ahmad, M., Lee, S.S., Lim, J.E., Lee, S.E., Cho, J.S., Moon, D.H., Hashimoto, Y., Ok, Y.S., 2014. Speciation and phytoavailability of lead and antimony in a small arms range soil amended with mussel shell, cow bone and biochar: EXAFS spectroscopy and chemical extractions. *Chemosphere* 95, 433 - 441.
- Ahmad, M., Lee, S.S., Yang, J.E., Ro, H.M., Lee, Y.H., Ok, Y.S., 2012b. Effects of soil dilution and amendments (mussel shell, cow bone, and biochar) on Pb availability and phytotoxicity in military shooting range soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 79, 225 - 231.
- Ahmad, M., Moon, D.H., Vithanage, M., Koutsospyros, A., Lee, S.S., Yang, J.E., Lee, S.E., Jeon, C., & Ok, Y.S., 2014. Production and use of biochar from buffalo-weed (*Ambrosia trifida* L.) for trichloroethylene removal from water. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 89, 150 - 157.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere* 99, 19-23.
- Ahmad, M., Usman, A.R.A., Lee, S.S., Kim, S.C., Joo, J.H., Yang, J.E., Ok, Y.S., 2012c. Eggshell and coral wastes as low cost sorbents for the removal of Pb²⁺, Cd²⁺ and Cu²⁺ from aqueous solutions. *J. Ind. Eng. Chem.* 18, 198 - 204.
- Ahmad, Z., EI-Sharkawi, F.H., Irshad, M., Honna, T., Yamamoto, S., Al-Busaidi, A.S., 2008. Changes in water-extractability of soil inorganic phosphate induced by chloride and sulfate salts. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 15, 23 - 26.
- Aksu, Z., Gönen, F., Demircan, Z., 2002. Biosorption of chromium (VI) ions by Mowital®B30H resin immobilized activated sludge in a packed bed: comparison with granular activated carbon. *Process Biochem.* 38, 175 - 186.
- Ali, I., 2010. The quest for active carbon adsorbent substitutes: inexpensive adsorbents for

- toxic metal ions removal from wastewater. *Sepr. Purifn. Rev.* 39, 95 - 171.
- Alloway, B.J., 1995. Soil processes and the behaviour of metals. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, London, pp. 11 - 37.
- Almaroai, Y.A., Usman, A.R.A., Ahmad, M., Moon, D.H., Cho, J.S., Joo, Y.K., Jeon, C., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Effects of biochar, cow bone, and eggshell on Pb availability to maize in contaminated soil irrigated with saline water. *Environ. Earth Sci.* 71, 1289 - 1296.
- Altundogan, H.S., Tumen, F., 2002. Removal of phosphates from aqueous solutions by using bauxite. I. Effect of pH on the adsorption of various phosphates. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 77, 77 - 85.
- APHA-AWWA-WEF., 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Awad, Y.M., Blagodatskaya, E., Ok, Y.S., Kuzyakov, Y., 2012. Effects of polyacrylamide, biopolymer, and biochar on decomposition of soil organic matter and plant residues as determined by ¹⁴C and enzyme activities. *Eur. J. Soil Biol.* 48, 1 - 10.
- Bansal, R.C., Donnet, J.P., Stoeckli, F., 1988. *Active Carbon* (pp. 27). New York: Marcel Dekker.
- Bargmann, I., Rilling, M.C., Buss, W., Kruse, A., Kuecke, M., 2013. Hydrochar and biochar effects on germination of spring barley. *J. Agro. Crop Sci.* 199, 360 - 373.
- Barrow, C.J., 2012. Biochar: potential for countering land degradation and for improving agriculture. *Appl. Geogr.* 34, 21 - 28.
- Beesley, L., Jimenez, E.M., Eyles, J.L.G., 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environ. Pollut.* 158, 2282 - 2287.
- Bhargava, D.S., Sheldarkar, S.B., 1993. Use of TNSAC in phosphate adsorption studies and relationships. Literature, experimental methodology, justification and effects of process variables. *Water Res.* 27, 303 - 312.
- Bhatnagar, A., Sillanpää, M., 2011. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. *Chemical Engineering Journal* 168, 493 - 504.
- Biswas, B.K., Inoue, K., Ghimire, K.N., Harada, H., Ohto, K., Kawakita, H., 2008. Removal and recovery of phosphorus from water by means of adsorption onto orange waste gel loaded with zirconium. *Bioresour. Technol.* 99, 8685 - 8690.
- Boehm, H.P., 1994. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon* 32, 759 - 769.

- Bohn, H., McNeal, G., O'connor, G., 1979. *Soil Chemistry*. New York: John Wiley and Sons.
- Bolan, N.S., Adriano, D., Senesi, N., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., 2010. Dissolved organic carbon: biogeochemistry, dynamics and agro-environmental significance in soils. *Adv. Agron.* 110, 1 - 67.
- Bolan, N.S., Choppala, G., Kunhikrishnan, A., Park, J.H., Naidu, R., 2013b. Microbial transformation of trace elements in soils in relation to bioavailability and remediation. *Rev. Environ. Contaminat. Toxicol.* 225, 1 - 56.
- Bolan, N.S., Naidu, R., Syers, J.K., Tillman, R.W., 1999. Surface charge and solute interactions in soils. *Adv. Agron.* 67, 87 - 140.
- Bolan, N.S., Thangarajan, R., Seshadri, B., Jena, U., Das, K.C., Wang, H., Naidu, R., 2013a. Landfills as a biorefinery to produce biomass and capture biogas. *Bioresour. Technol.* 135, 578 - 587.
- Bouchemal, N., Belhachemi, M., Merzougui, Z., Addoun, F., 2009. The effect of temperature and impregnation ratio on the active carbon porosity. *Desalin. Water Treat.* 10, 115 - 120.
- Bourke, J., Harris, M.M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunoura, T., Antal Jr., M.J., 2007. Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 2. A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46, 5954 - 5967.
- Brick, S., 2010. *Biochar: Assessing the Promise and Risks to Guide US Policy*. Natural Resource Defense Council, USA.
- Brown, R., 2009. Biochar production technology. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscans, UK, pp. 127 - 146.
- Cantrell, K.B., Hunt, P.G., Uchimiya, M., Novak, J.M., Ro, K.S., 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresour. Technol.* 107, 419 - 428.
- Cao, X., Harris, W., 2010. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresour. Technol.* 101, 5222 - 5228.
- Cao, X., Ma, L., Liang, Y., Gao, B., Harris, W., 2011. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar. *Environ. Sci. Technol.* 45, 4884 - 4889.
- Caturla, F., Molina-Sabio, M., Rodriguez-Reinoso, F., 1991. Preparation of activated carbon by chemical activation with ZnCl₂. *Carbon* 29, 999 - 1007.
- Chan, K.Y., van Zwiiten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S., 2007. Assessing the agronomic values of contrasting char materials on Australian hardsetting soil. In:

Proceedings of the Conference of the International Agrichar Initiative, 30 April - 2 May, Terrigal, NSW, Australia.

- Chan, K.Y., Xu, Z., 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. In: Lehmann, J., & Joseph, S. eds. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London: Earthscan Publication Ltd.
- Chen, B., Chen, Z., 2009. Sorption of naphthalene and 1-naphthol by biochars of orange peels with different pyrolytic temperatures. *Chemosphere* 76, 127 - 133.
- Chen, B., Chen, Z., Lv, S., 2011a. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate. *Bioresour. Technol.* 102, 716 - 723.
- Chen, B., Zhou, D., Zhu, L., 2008. Transitional adsorption and partition on nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5137 - 5143.
- Chen, J., Zhu, D., Sun, C., 2007. Effect of heavy metals on the sorption of hydrophobic organic compounds to wood charcoal. *Environ. Sci. Technol.* 41, 2536 - 2541.
- Chen, J.G., Kong, H.N., Wu, D.Y., Chen, X.C., Zhang, D.L., Sun, Z.H., 2007. Phosphate immobilization from aqueous solution by fly ashes in relation to their composition. *J. Hazard. Mater.* B139, 293 - 300.
- Chen, X., Chen, G., Chen, L., Chen, Y., Lehmann, J., McBride, M.B., Hay, A.G., 2011. Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 102, 8877 - 8884.
- Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *J. Geophys. Res.* 113, 1 - 10.
- Chirone, R., Salatino, P., Scala, F., 2000. The relevance of attrition to the fate of ashes during fluidized-bed combustion of a biomass. *P. Combust. Inst.* 28, 2279 - 2286.
- Choppala, G.K., Bolan, N.S., Mallavarapu, M., Chen, Z., Naidu, R., 2012. The influence of biochar and black carbon on reduction and bioavailability of chromate in soils. *J. Environ. Qual.* 41, 1 - 10.
- Chouyyok, W., Wiacek, R.J., Pattamakomsan, K., Sangvanich, T., Grudzien, R.M., Fryxell, G.E., Yantasee, W., 2010. Phosphate removal by anion binding on functionalized nanoporous sorbents. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3073 - 3078.
- Cowie, A.L., Downie, A.E., George, B.H., Singh, B., Zweiten, L.V., O'Connell, D., 2012. Is sustainability certification for biochar the answer to environmental risks? *Pesqui. Agropecu. Brasil* 47, 637 - 648.
- Das, D.D., Schnitzer, M.I., Monreal, C.M., Mayer, P., 2009. Chemical composition of acid - base fractions separated from bio-oil derived by fast pyrolysis of chicken manure.

- Bioresour. Technol. 100, 6524 - 6532.
- Day, D., Evans, R.J., Lee, J.W., Reicosky, D., 2005. Economical CO₂,SO_x, and NO_x capture from fossil-fuel utilization with combined renewable hydrogen production and large-scale carbon sequestration. *Energy* 30, 2558 - 2579.
- de-Bashan, L.E., Bashan, Y., 2004. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997 - 2003). *Water Res.* 38, 4222 - 4246.
- Demirbas, A., Arin, G., 2002. An overview of biomass pyrolysis. *Energy Source* 24, 471 - 482.
- Dong, X., Ma, L.Q., Li, Y., 2011. Characteristics and mechanisms of hexavalent chromium removal by biochar from sugar beet tailing. *J. Hazard. Mater.* 190, 909 - 915.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P., 2009. Physical properties of biochar. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscans, UK, pp. 13 - 32.
- Drizo, A., Forget, C., Chapuis, R. P., Comeau, Y., 2000. How Realistic are the Linear Langmuir Predictions of Phosphate Retention by Adsorbing Materials? First World Congress of the International Water Association, Paris.
- Eberhardt, T.L., Min, S.H., Han, J.S., 2006. Phosphate removal by refined aspen wood fiber treated with carboxymethyl cellulose and ferrous chloride. *Bioresour. Technol.* 97, 2371 - 2376.
- Enders, A., Hanley, K., Whitman, T., Joseph, S., Lehmann, J., 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresour. Technol.* 114, 644 - 653.
- Fang, X.L., Chen, C., Jin, M.S., Kuang, Q., Xie, Z.X., Xie, S.Y., Huang, R.B., Zheng, L.S., 2009. Single-crystal-like hematite colloidal nanocrystal clusters: synthesis and applications in gas sensors, photocatalysis and water treatment. *J. Mater. Chem.* 19, 6154 - 6160.
- Fontes, M.P.F., Gomes, P.C., 2003. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the mineral matrix of tropical soils. *Appl. Geochem.* 18, 795 - 804.
- Genz, A., Kornmuller, A., Jekel, M., 2004. Advanced phosphorus removal from membrane filtrates by adsorption on activated aluminium oxide and granulated ferric hydroxide. *Water Res.* 38, 3523 - 3530.
- Gieseke, A., Arnz, P., Amann, R., Schramm, A., 2002. Simultaneous P and N removal in a sequencing batch biofilm reactor: insights from reactor- and microscale investigations. *Water Res.* 36, 501 - 509.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of

- highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biol. Fertil. Soils* 35, 219 - 230.
- Goldberg, E.D., 1985. *Black Carbon in the Environment: Properties and Distribution*. John Wiley & Sons, New York.
- Grafe, M., Singh, B., Balasubramanian, M., 2007. Surface speciation of Cd(II) and Pb(II) on kaolinite by XAFS spectroscopy. *J. Colloid Interf. Sci.* 315, 21 - 32.
- Gupta, V.K., Al Hayat, M., Singh, A.K., Pal, M.K., 2009. Nano level detection of Cd(II) using poly(vinyl chloride) based membranes of Schiff bases. *Anal. Chim. Acta.* 634, 36 - 43.
- Hale, S.E., Hanley, K., Lehmann, J., Zimmerman, A.R., Cornelissen, G., 2011. Effects of chemical, biological, and physical aging as well as soil addition on the sorption of pyrene to activated carbon and biochar. *Environ. Sci. Technol.* 45, 10445 - 10453.
- Hale, S.E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A.R., Bachmann, R.T., Shitumbanuma, V., O'Toole, A., Sundqvist, K.L., Arp, H.P.H., Cornelissen, G., 2012. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environ. Sci. Technol.* 46(5), 2830 - 2838.
- Harter, R.D., 1992. Competitive sorption of cobalt, copper and nickel ions by a calcium-saturated soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 444 - 449.
- Hartley, W., Dickinson, N.M., Riby, P., Lepp, N.W., 2009. Arsenic mobility in brownfield soils amended with green waste compost or biochar and planted with *Miscanthus*. *Environ. Pollut.* 157, 2654 - 2662.
- Hsu, N.H., Wang, S.L., Liao, Y.H., Huang, S.T., Tzou, Y.M., Huang, Y.M., 2009b. Removal of hexavalent chromium from acidic aqueous solutions using rice straw-derived carbon. *J. Hazard. Mater.* 171, 1066 - 1070.
- Hsu, N.H., Wang, S.L., Lin, Y.C., Sheng, G.D., Lee, J.F., 2009a. Reduction of Cr(VI) by crop-residue-derived black carbon. *Environ. Sci. Technol.* 43, 8801 - 8806.
- IBI, 2012. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. International Biochar Initiative, April 2012.
- Inyang, M., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Zimmerman, A.R., Pullammanappallil, P., Cao, X., 2012. Removal of heavy metals from aqueous solution by biochars derived from anaerobically digested biomass. *Bioresour. Technol.* 110, 50 - 56.
- Ippolito, J.A., Strawn, D.G., Scheckel, K.G., Novak, J.M., Ahmedena, M., Niandou, M.A.S., 2012. Macroscopic and molecular investigations of copper sorption by a steam-activated biochar. *J. Environ. Qual.* 41, 150 - 156.
- Jeong, C.Y., Wang, J.J., Dodla, S.K., Eberhardt, T.L., Groom, L., 2012. Effect of biochar

- amendment on tylosin adsorption - desorption and transport in two different soils. *J. Environ. Qual.* 41, 1185 - 1192.
- Jia, Q., & Lua, A. C. (2008). Effects of pyrolysis conditions on the physical characteristics of oil-palm-shell activated carbons used in aqueous phase phenol adsorption. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 83, 175 - 179.
- Jiang, T.-Y., Jiang, J., Xu, R.-K., Li, Z., 2012. Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. *Chemosphere* 89, 249 - 256.
- Jones, D.L., Jones, G.E., Murphy, D.V., 2011. Biochar mediated alternations in herbicide breakdown and leaching in soil. *Soil Biol. Biochem.* 43, 804 - 813.
- Karami, M., Clemente, R., Jimenez, E.M., Lepp, N.W., Beesley, L., 2011. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *J. Hazard. Mater.* 191, 41 - 48.
- Karaosmanog˘lu, F., Erg˘udenler, A.I., Sever, A., 2000. Biochar from the straw - stalk of rapeseed plant. *Energy Fuels* 14, 336 - 339.
- Kasozi, G.N., Zimmerman, A.R., Kizza, P.N., Gao, B., 2010. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars). *Environ. Sci. Technol.* 44, 6189 - 6195.
- Keiluweit, M., Nico, P.S., Johnson, M.G., Kleber, M., 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol.* 44, 1247 - 1253.
- Khan, S., Chao, C., Waqas, M., Arp, H.P.H., Zhu, Y.G., 2013b. Sewage sludge biochar influence upon rice (*Oryza sativa* L.) yield, metal bioaccumulation and greenhouse gas emissions from acidic paddy soil. *Environ. Sci. Technol.* 47, 8624 - 8632.
- Khan, S., Wang, N., Reid, B.J., Freddo, A., Cai, C., 2013a. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa* L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. *Environ. Pollut.* 175, 64 - 68.
- Kloss, S., Zehetner, F., Dellantonio, A., Hamid, R., Ottner, F., Liedtke, V., Schwanninger, M., Gerzabek, M.H., Soja, G., 2012. Characterization of slow pyrolysis biochars: effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. *J. Environ. Qual.* 41, 990 - 1000.
- Ko, D.C.K., Cheung, C.W., Choy, K.K.H., Porter, J.F., McKay, G., 2004. Sorption equilibria of metal ions on bone char. *Chemosphere* 54, 272 - 281.
- Kong, H., He, J., Gao, Y., Wu, H., Zhu, X., 2011. Cosorption of phenanthrene and mercury(II) from aqueous solution by soybean stalk-based biochar. *J. Agric. Food Chem.* 59, 12116 - 12123.
- Krishnan, K.A., Haridas, A., 2008. Removal of phosphate from aqueous solutions and

- sewage using natural and surface modified coir pith. *J. Hazard. Mater.* 152, 527 - 535.
- Kumar, P., Sudha, S., Chand, S., Srivastava, V.C., 2010. Phosphate removal from aqueous solution using coir-pith activated carbon. *Separ. Sci. Technol.* 45, 1463 - 1470.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biol. Biochem.* 41, 210 - 219.
- Kwon, S., Pignatello, J.J., 2005. Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): pseudo pore blockage by model lipid components and its implications for N₂-probed surface properties of natural sorbents. *Environ. Sci. Technol.* 39, 7932 - 7939.
- Lee, J.W., Kidder, M., Evans, B.R., Paik, S., Buchanan III, A.C., Garten, C.T., Brown, R.C., 2010. Characterization of biochars produced from cornstovers for soil amendment. *Environ. Sci. Technol.* 44, 7970 - 7974.
- Lee, S.S., Lim, J.E., Abd El-Azeem, S.A.M., Choi, B., Oh, S.E., Moon, D.H., Ok, Y.S., 2013. Heavy metal immobilization in soil near abandoned mines using eggshell waste and rapeseed residue. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 1719 - 1726.
- Lehmann, J., 2009. Terra preta Nova - where to from here? In: Woods, W.I., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Steiner, C., Prins, A.W. (Eds.), *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision*. Springer, Berlin, pp. 473 - 486.
- Lehmann, J., da Silva, J.P., Rondon, M., da Silva, C.M., Greenwood, J., Nehls, T., Steiner, C., Glaser, B., 2002. Slash-and-char: a feasible alternative for soil fertility management in the Central Amazon? In: 17th World Congress of Soil Science, 14 - 21 August, Thailand.
- Lehmann, J., Joseph, S., 2009. Biochar for environmental management: an introduction. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscans, UK, pp. 1 - 12.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Kockaday, W.C., Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota - a review. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1812 - 1836.
- Li, D., Hockaday, W.C., Maseillo, C.A., Alvarez, P.J.J., 2011. Earthworm avoidance of biochar can be mitigated by wetting. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1732 - 1737.
- Lehmann, J., Skjemstad, J., Sohi, S., Carter, J., Barson, M., Falloon, P., Coleman, K., Woodbury, P., Krull, A.E., 2008. Australian climate - carbon cycle feedback reduced by soil black carbon. *Nature Geosci.* 1, 832 - 835.
- Li, J., Lv, G., Bai, W., Zhang, Y., Song, J., 2014. Modification and use of biochar from wheat straw (*Triticum aestivum* L.) for nitrate and phosphate removal from water.

Desalin. Water Treat. 1 - 13.

- Lian, F., Huang, F., Chen, W., Xing, B., Zhu, L., 2011. Sorption of apolar and polar organic contaminants by waste tire rubber and its chars in single- and bi-solute systems. *Environ. Pollut.* 159, 850 - 857.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizao, F.J., Petersen, J., Neves, E.G., 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1719 - 1730.
- Libra, J.A., Ro, K.S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.M., Fuhner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.H., 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2, 89 - 124.
- Lim, J.E., Ahmad, M., Usman, A.R.A., Lee, S.S., Jeon, W.T., Oh, S.E., Yang, J.E., Ok, Y.S., 2013. Effects of natural and calcined poultry waste on Cd, Pb and As mobility in contaminated soil. *Environ. Earth Sci.* 69, 11 - 20.
- Lima, I.M., Boateng, A.A., Klasson, K.T., 2010. Physicochemical and adsorptive properties of fast-pyrolysis bio-chars and their steam activated counterparts. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 85, 1515 - 1521.
- Lin, Y., Munroe, P., Joseph, S., Henderson, R., Ziolkowski, A., 2012. Water extractable organic carbon in untreated and chemical treated biochars. *Chemosphere* 87, 151 - 157.
- Liu, P., Liu, W.-J., Jiang, H., Chen, J.-J., Li, W.-W., Yu, H.-Q., 2012. Modification of biochar derived from fast pyrolysis of biomass and its application in removal of tetracycline from aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 121, 235 - 240.
- Liu, Q.S., Zheng, T., Wang, P., Jiang, J.P., Li, N., 2010. Adsorption isotherm, kinetic and mechanism studies of some substituted phenols on activated carbon fibers. *Chemical Engineering Journal* 157, 348 - 356.
- Liu, Z., Zhang, F.S., Wu, J., 2010. Characterization and application of chars produced from pinewood pyrolysis and hydrothermal treatment. *Fuel* 89, 510 - 514.
- Lou, L., Wu, B., Wang, L., Luo, L., Xu, X., Hou, J., Xun, B., Hu, B., Chen, Y., 2011. Sorption and ecotoxicity of pentachlorophenol polluted sediment amended with rice-straw derived biochar. *Bioresour. Technol.* 102, 4036 - 4041.
- Lu, H., Zhang, W., Yang, Y., Huang, X., Wang, S., Qiu, R., 2012. Relative distribution of Pb²⁺ sorption mechanisms by sludge-derived biochar. *Water Res.* 46, 854 - 862.
- Ma, L.Q., Rao, G.N., 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 26, 259 - 264.

- Mahmoud, D.K., Salleh, M.A.M., Karim, W.A.W.A., Idris, A., Abidin, Z.Z., 2012. Batch adsorption of basic dye using acid treated kenaf fibre char: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Chemical Engineering Journal* 181, 449 - 457.
- McBride, M.B., 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford Univ. Press, New York.
- McCarl, B.A., Peacocke, C., Chrisman, R., Kung, C.C., Sands, R.D., 2009. Economics of biochar production, utilization and greenhouse gas offsets. In: Lehmann, J., Joseph, A.S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, pp. 341 - 358.
- Mohan, D., Pittman, C.U., Steele, P.H., 2006. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energy Fuels* 20, 848 - 889.
- Mohan, D., Rajput, S., Singh, V.K., Steele, P.H., Pittman Jr., C.U., 2011. Modeling and evaluation of chromium remediation from water using low cost bio-char, a green adsorbent. *J. Hazard. Mater.* 188, 319 - 333.
- Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y.S., Pittman Jr., C.U., 2014. Organic and inorganic contaminants from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent- A critical review. *Bioresour. Technol.* 160, 191 - 202.
- Mohan, D., Sharma, R., Singh, V.K., Steele, P., Pittman Jr., C.U., 2012. Fluoride removal from water using bio-char, a green waste low cost adsorbent: equilibrium uptake and sorption dynamics modeling. *Ind. Eng. Chem. Res.* 51(2), 900 - 914.
- Mohanty, K., Das, D., Biswas, M.N., 2006. Preparation and characterization of activated carbons from *Sterculia alata* nutshell by chemical activation with zinc chloride to removal phenol from wastewater. *Adsorption* 12(2), 119 - 132.
- Mullen, C.A., Boateng, A.A., Goldberg, N.M., Lima, I.S., Laird, D.A., Hicks, K.B., 2010. Bio-oil and bio-char production from corn cobs and stover by pyrolysis. *Biomass Bioenergy* 34, 67 - 74.
- Namasivayam, C., Sangeetha, D., 2004. Equilibrium and kinetic studies of adsorption of phosphate onto ZnCl₂activatedcoirpithcarbon.*J.Coll.Interf.Sci.*280,359 - 365.
- Neufeld, R.D., Thodos, G., 1969. Removal of orthophosphates from aqueous solutions with activated alumina. *Environ. Sci. Technol.* 3, 661 - 667.
- Ngah, W.S.W., Hanafiah, M.A.K.M., 2008. Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant waste as adsorbents: a review. *Bioresour. Technol.* 99, 3935 - 3948.
- Ok, Y.S., Usman, A.R.A., Lee, S.S., Abd El-Azeem, S.A.M., Choi, B., Hashimoto, Y., Yang, J.E., 2011. Effects of rapeseed residue on lead and cadmium availability and uptake by rice plants in heavy metal contaminated paddy soil. *Chemosphere* 85, 677 - 682.

- Ou, E.C., Zhou, J.J., Mao, S.C., Wang, J.Q., Xia, F., Min, L., 2007. Highly efficient removal of phosphate by lanthanum-doped mesoporous SiO₂. *Colloid. Surface.* 308, 47 - 53.
- Ózacar, M., 2003. Equilibrium and kinetic modelling of adsorption of phosphorus on calcined alunite. *Adsorption* 9, 125 - 132.
- Park, J.H., Choppala, G.K., Bolan, N.S., Chung, J.W., Cuasavathi, T., 2011a. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil* 348, 439 - 451.
- Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., Chung, J.W., 2011b. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 185, 549 - 574.
- Petit, C., Kante, K., Bandosz, T.J., 2010. The role of sulfur-containing groups in ammonia retention on activated carbons. *Carbon* 48, 654 - 667.
- Qian, T., Zhang, X., Hu, J., Jiang, H., 2013. Effects of environmental conditions on the release of phosphorus from biochar. *Chemosphere* 93, 2069-2075.
- Qiu, Y., Zheng, Z., Zhou, Z., Sheng, G.D., 2009. Effectiveness and mechanisms of dye adsorption on a straw-based biochar. *Bioresour. Technol.* 100, 5348 - 5351.
- Rajapaksha, A.U., Vithanage, M., Ahmad, M., Seo, D.C., Cho, J.S., Lee, S.E., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2015. Enhanced sulfamethazine removal by steam-activated invasive plant-derived biochar. *J. Hazard. Mater.* 290, 43 - 50.
- Rajapaksha, A.U., Vithanage, M., Zhang, M., Ahmad, M., Dinesh, M., Chang, S.X., Ok, Y.S., 2014. Pyrolysis condition affected sulfamethazine sorption by tea waste biochars. *Bioresour. Technol.* 166, 303 - 308.
- Raji, C., Anirudhan, T.S., 1998. Batch Cr(VI) Removal by polyacrylamide-grafted sawdust: Kinetics and thermodynamic. *Water Res.* 32(12), 3772 - 3780.
- Rao, J.R., Viraraghavan, T., 2002. Biosorption of phenol from a aqueous solution by *Aspergillus niger* biomass. *Bioresour. Technol.* 85, 165 - 171.
- Raveendran, K., Ganesh, A., Khilar, K.C., 1995. Influence of mineral matter on biomass pyrolysis characteristics. *Fuel* 74, 1812 - 1822.
- Ro, K.S., Cantrell, K.B., Hunt, P.G., 2010. High-temperature pyrolysis of blended animal manures for producing renewable energy and value-added biochar. *Ind. Eng. Chem Res.* 49, 10125 - 10131.
- Saeed, A., Akhter, M.W., Iqbal, M., 2005. Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using papaya wood as a new biosorbent. *Sep. Purif. Technol.* 45, 25 - 31.
- Saha, U.K., Taniguchi, S., Sakurai, K., 2002. Simultaneous adsorption of cadmium, zinc, and lead on hydroxyaluminum- and hydroxyaluminosilicatemontmorillonite complexes. *Soil*

- Sci. Soc. Am. J. 66, 117 - 128.
- Salih, H.H., Patterson, C.L., Sorial, G.A., Sinha, R., Krishnan, R., 2011. The fate and transport of the SiO₂ nanoparticles in a granular activated carbon bed and their impact on the removal of VOCs. *J. Hazard. Mater.* 193, 95 - 101.
- Seo, D.C., Cho, J.S., Lee, H.J., Heo, J.S., 2005. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Res.* 39, 2445 - 2457.
- Seo, D.C., Yu, K., DeLaune, R.D., 2008. Comparison of monometal and multimetal adsorption in Mississippi River alluvial wetland sediment: Batch and column experiments. *Chemosphere* 73, 1757 - 1764.
- Serrano, S., Garrido, F., Campbell, C.G., Garcia-Gonzalez, M.T., 2005. Competitive sorption of cadmium and lead in acid soils of Central Spain. *Geoderma* 124, 91 - 104.
- Shackley, S., Carter, S., Knowles, T., Middelink, E., Haefele, S., Sohi, S., Cross, A., Haszeldine, S., 2012. Sustainable gasification-biochar systems? A case-study of rice-husk gasification in Cambodia, Part 1: Context, chemical properties, environmental and health and safety issues. *Energy Policy* 42, 49 - 58.
- Shaheen, S.M., Derbalah, A.S., Moghanm, F.S., 2012. Removal of heavy metals from aqueous solution by zeolite in competitive sorption system. *Int. J. Environ. Sci. Dev.* 3, 362 - 367.
- Singh, B.P., Cowie, A.L., Smernik, R.J., 2012. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environ. Sci. Technol.* 46, 11770 - 11778.
- Singh, M., Srivastava, R.K., 2011. Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. *Asia-Pac. J. Chem. Eng.* 6, 3 - 13.
- Sohi, S., Loez-Capel, S., Krull, E., Bol, R., 2009. Biochar's roles in soil and climate change: a review of research needs. *CSIRO Land Water Sci. Rep.* 05 (09), 64.
- Sohi, S.P., 2012. Carbon storage with benefits. *Science* 338, 1034 - 1035.
- Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R., 2010. A review of biochar and its use and function in soil. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, Burlington, pp. 47 - 82.
- Southam, D.C., Lewis, T.W., McFarlane, A.J., Hohnston, H.H., 2004. Amorphous calcium silicate as a chemisorbent for phosphate. *Curr. Appl. Phys.* 4, 355 - 358.
- Sposito, G., 1989. *The chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Stratful, I., Scrimshaw, M.D., Lester, J.N., 2001. Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Res.* 35, 4191 - 4199.
- Streat, M., Hellgardt, K., Newton, N.L.R., 2008. Hydrous ferric oxide as an adsorbent in

- water treatment: Part 1. Preparation and physical characterization. *Process Safe. Environ.* 86, 1 - 9.
- Sun, K., Jin, J., Keiluweit, M., Kleber, M., Wang, Z., Pan, Z., Xing, B., 2012. Polar and aliphatic domains regulate sorption of phthalic acid esters (PAEs) to biochars. *Bioresour. Technol.* 118, 120 - 127.
- Sun, K., Keiluweit, M., Kleber, M., Pan, Z., Xing, B., 2011. Sorption of fluorinated herbicides to plant biomass-derived biochars as a function of molecular structure. *Bioresour. Technol.* 102, 9897 - 9903.
- Teixido, M., Pignatello, J.J., Beltran, J.L., Granados, M., Peccia, J., 2011. Speciation of the ionizable antibiotic sulfamethazine on black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol.* 45, 10020 - 10027.
- Thomas, H.C., 1944. Heterogeneous ion exchange in a flowing system. *J. Am. Chem. Soc.* 66, 1664 - 1666.
- Tong, S.J., Li, J.Y., Yuan, J.H., Xu, R.K., 2011. Adsorption of Cu(II) by biochars generated from three crop straws. *Chem. Eng. J.* 172, 828 - 834.
- Uchimiya, M., Bannon, D.I., Wartelle, L.H., Lima, I.M., Klasson, K.T., 2012. Lead retention by broiler litter biochars in small arms range soil: impact of pyrolysis temperature. *J. Agric. Food Chem.* 60, 5035 - 5044.
- Uchimiya, M., Chang, S., Klasson, K.T., 2011. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. *J. Hazard. Mater.* 190 (1 - 3), 432 - 441.
- Uchimiya, M., Chang, S., Klasson, K.T., 2011a. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. *J. Hazard. Mater.* 190, 432 - 441.
- Uchimiya, M., Klasson, K.T., Wartelle, L.H., Lima, I.M., 2011b. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere* 82, 1431 - 1437.
- Uchimiya, M., Lima, I.M., Klasson, K.T., Chang, S.C., Wartelle, L.H., Rodgers, J.E., 2010. Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *J. Agric. Food Chem.* 58, 5538 - 5544.
- Uchimiya, M., Wartelle, L.H., Klasson, T., Fortier, C.A., Lima, I.M., 2011c. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *J. Agric. Food Chem.* 59, 2501 - 2510.
- Uchimiya, M., Wartelle, L.H., Lima, I.M., Klasson, K.T., 2010. Sorption of deisopropylatrazine on broiler litter biochars. *J. Agric. Food Chem.* 58, 12350 - 12356.
- Usman, A.R.A., Lee, S.S., Awad, Y.M., Lim, K.J., Yang, J.E., Ok, Y.S., 2012. Soil pollution assessment and identification of hyperaccumulating plants in chromate copper

- arsenate (CCA) contaminated sites, Korea. *Chemosphere* 87, 872 - 878.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Dias, I., 2010. Biochar application to soils. A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. European Commission, Italy.
- Wang, H.J., Zhou, A.L., Peng, F., Yu, H., Yang, J., 2007. Mechanism study on adsorption of acidified multiwalled carbon nanotubes to Pb (ii). *J. Colloid Interface Sci.* 316, 277 - 283.
- Wang, X.S., Chen, L.F., Li, F.Y., Chen, K.L., Wan, W.Y., Tang, Y.J., 2010. Removal of Cr(VI) with wheat-residue derived black carbon: reaction mechanism and adsorption performance. *J. Hazard. Mater.* 175, 816 - 822.
- Wardle, D.A., Nilsson, M.C., Zackrisson, O., 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320, 629.
- Weyers, S.L., Spokas, K.A., 2011. Impact of biochar on earthworm populations: a review. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011, 1 - 12.
- Woolf, D., 2008. Biochar as a Soil Amendment: A Review of the Environmental Implications. <[http://www.orgprints.org/13268/1/Biochar as a soil amendment - a review.pdf](http://www.orgprints.org/13268/1/Biochar%20as%20a%20soil%20amendment%20-%20a%20review.pdf)> (accessed on August, 2012).
- Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate climate change. *Nat. Commun.* 1, 1 - 56.
- Xu, R.K., Xiao, S.C., Yuan, J.H., Zhao, A.Z., 2011. Adsorption of methyl violet from aqueous solutions by the biochars derived from crop residues. *Bioresour. Technol.* 102, 10293 - 10298.
- Xu, T., Lou, L., Luo, L., Cao, R., Duan, D., Chen, Y., 2012. Effect of bamboo biochar on pentachlorophenol leachability and bioavailability in agricultural soil. *Sci. Total Environ.* 414, 727 - 731.
- Xu, X., Gao, X., Zhao, L., Wang, H., Yu, H., Gao, B., 2013. Removal of Cu, Zn, and Cd from aqueous solutions by the dairy manure-derived biochar. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 358 - 368.
- Xue, Y., Gao, B., Yao, Y., Inyang, M., Zhang, M., Zimmerman, A.R., Ro, K.S., 2012. Hydrogen peroxide modification enhances the ability of biochar (hydrochar) produced from hydrothermal carbonization of peanut hull to remove aqueous heavy metals: Batch and column tests. *Chem. Eng. J.* 200 - 202, 673 - 680.
- Yang, J.E., Skogley, E.O., Ok, Y.S., 2011. Carbonaceous resin capsule for vapor-phase monitoring of volatile monoaromatic hydrocarbons in soil. *Soil Sediment Contam.* 20, 205 - 220.

- Yang, X.B., Ying, G.G., Peng, P.A., Wang, L., Zhao, J.L., Zhang, L.J., Yuan, P., He, H.P., 2010. Influence of biochars on plant uptake and dissipation of two pesticides in an agricultural soil. *J. Agric. Food Chem.* 58, 7915 - 7921.
- Yao, Y., Gao, B., Chen, H., Jiang, L., Inyang, M., Zimmerman, A.R., Cao, X., Yang, L., Xue, Y., Li, H., 2012. Adsorption of sulfamethoxazole on biochar and its impact on reclaimed water irrigation. *J. Hazard. Mater.* 209 - 210, 408 - 413.
- Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A.R., Cao, X., Pullammanappallil, P., Yang, L., 2011a. Biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings: characterization and phosphate removal potential. *Bioresour. Technol.* 102(10), 6273 - 6278.
- Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A.R., Cao, X., Pullammanappallil, P., Yang, L., 2011b. Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. *J. Hazard. Mater.* 190(1 - 3), 501 - 507.
- Yu, L., Tang, J., Zhang, R., Wu, Q., Gong, M., 2013. Effect of biochar application on soil methane emission at different soil moisture levels. *Biol. Fertil. Soils* 49, 119 - 128.
- Yu, X., Pan, L., Ying, G., Kookana, R.S., 2010. Enhanced and irreversible sorption of pesticide pyrimethanil by soil amendment with biochars. *J. Environ. Sci.* 22, 615 - 620.
- Yu, X.Y., Ying, G.G., Kookana, R.S., 2009. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. *Chemosphere* 76, 665 - 671.
- Zach-Maor, A., Semiat, R., Shemer, H., 2011. Synthesis, performance, and modeling of immobilized nano-sized magnetite layer for phosphate removal. *J. Coll. Interf. Sci.* 357, 440 - 446.
- Zhang, H., Lin, K., Wang, H., Gan, J., 2010. Effect of Pinus radiata derived biochars on soil sorption and desorption of phenanthrene. *Environ. Pollut.* 158, 2821 - 2825.
- Zhang, Q. L., Lin, Y.C., Chen, X., Gao, N.Y., 2007. A method for preparing ferric activated carbon composites adsorbents to remove arsenic from drinking water. *J. Hazard. Mater.* 148, 671 - 678.
- Zhang, W., Wang, L., Sun, H., 2011. Modifications of black carbons and their influence on pyrene sorption. *Chemosphere* 85, 1306 - 1311.
- Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A., Li, J., Bolan, N.S., Pei, J., Huang, H., 2013. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0>.
- Zheng, W., Guo, M., Chow, T., Bennett, D.N., Rajagopalan, N., 2010. Sorption properties of

- greenwaste biochar for two triazine pesticides. *J. Hazard. Mater.* 181, 121 - 126.
- Zimmerman, A.R., 2010. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol.* 44, 1295 - 1301.
- Zimmerman, A.R., Gao, B., Ahn, M.Y., 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1169 - 1179.
- Zweiten, L.V., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A., 2010. Effect of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil* 327, 235 - 246.
- Zweiten, L.V., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowei, A., Chan, K.Y., 2009. Biochar and emissions of non-CO₂ greenhouse gases from soil. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscans, UK, pp. 227 - 250.

<첨부>

특허, 논문, 제품(시장) 분석보고서

신청과제명	농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산 및 기후변화대응 농업·환경기술 개발		
주관연구책임자	허 중 수	주관기관	경상대학교

1. 본 연구관련 국내외 기술수준 비교

개발기술명	관련기술 최고보유국	현재 기술수준		기술개발 목표수준	비고
		우리나라	연구신청팀		
농림 바이오매스를 활용한 고기능성 biochar의 온실가스저감 환경정화기술 개발	미국	40%	40%	90%	실용화
농림 바이오매스를 활용한 고기능성 biocha의 온실가스배출저감 친환경 농업기술 개발	미국	45%	45%	90%	실용화

- ※ 1) 개발기술명은 본 연구과제 최종 연구개발 목표기술을 의미
- 2) 현재 기술수준은 선진국 100% 대비 우리나라 및 신청한 연구팀의 기술수준 표시
- 3) 기술개발 목표수준은 당해과제 완료 후 선진국 100% 대비 목표수준 제시
- 4) 부가설명이 필요한 경우 비교란에 작성

2. 특허분석

가. 특허분석 범위

대상국가	국내, 국외
특허 DB	특허정보원 DB(www.kipris.or.kr)
검색기간	최근 20년간
검색범위	농업용 biochar, 환경정화용 biochar, Biochar 제조시스템

<Biochar를 제조장치>

개발기술명	Biochar를 이용한 자연정화 수처리 기술개발	
Keyword	biochar	
검색건수	64	
유효특허건수	2	
핵심특허 및 관련성	특허명	바이오촉매의 제조 방법 및 제조 장치
	보유국	한국
	등록년도	2014년 12월 9일 (10-1473061)
	관련성(%)	25%
	유사점	바이오매스를 이용 biocha 제조
	차이점	본 연구에서 개발된 biochar는 황과 ZnCl ₂ 로 biochar를 활성화시키는 단계가 있으며 농업용 및 환경정화용에 맞는 biochar를 제조할 수 있다는 점에서 본 특허와는 상이한 차이가 있음
핵심특허 및 관련성	특허명	바이오촉매 생산장치
	보유국	한국
	등록년도	2013년 9월 11 (10-1309940)
	관련성(%)	30
	유사점	농림부산물 및 각종 바이오매스를 혐기적조건에서 열분해하여 biochar를 제조
	차이점	본 연구과제에서 개발된 biochar제조장치는 열분해 과정에 소요되는 전력 및 발생하는 열에너지를 재순환하는 방식으로 에너지효율을 증가시키고 전력소비를 감소시킬 수 있는 장치이다.

<Biochar를 이용한 자연정화 수처리 기술개발>

개발기술명		Biochar를 이용한 자연정화 수처리 기술개발
Keyword		biochar
검색건수		64
유효특허건수		2
핵심특허 및 관련성	특허명	BIOLOGICALLY ACTIVATED BIOCHAR, METHODS OF MAKING BIOLOGICALLY ACTIVATED BIOCHAR, AND METHODS OF REMOVING CONTAMINANTS FROM WATER
	보유국	미국
	등록년도	2011년 2월 1일 (1004797530000) (출원)
	관련성(%)	25%
	유사점	농림 바이오매스로 만들어진 생물학적 활성화된 생물 숯을 이용하여 수중의 금속류, 인산염 및 질산염을 제거하는 방법
차이점	본 과제에서는 농림 바이오매스를 활용한 biochar를 인공습지에 투여함으로써 습지의 온실가스 저감능력과 동시에 수질정화 효율을 극대화 할 수 있다는 것.	
핵심특허 및 관련성	특허명	APPARATUS FOR WATER PURIFICATION
	보유국	미국
	등록년도	2009년 1월 23일 (1007867720000)
	관련성(%)	10%
	유사점	수질정화를 단계별로 구분하여 1단계에서는 가공장치인 즉 바이오차르를 투여한 처리공정을 설계 시공하고, 2단계로는 광촉매제 섬유가공 유닛을 이용하여 오염된 물을 정화하는 기술로서 이 장치는 불순물과 박테리아의 제거 기능과 미네랄을 보존하는 장점이 존재한다.
차이점	본 과제에서는 인공습지 수질정화시스템을 이용하여 기존의 사용된 여재 대신 biochar를 이용하여 수질을 정화능력이 우수하며, 광촉매제 섬유가공 유닛을 사용한 기존의 특허기술에 비해 인공습지의 처리기작을 이용하여 저렴한 비용으로 수질을 정화할 수 있을 수 있을 것임.	

개발기술명		Biochar를 이용한 자연정화 수처리 기술개발
Keyword		자연정화
검색건수		312
유효특허건수		2
핵심특허 및 관련성	특허명	호기혐기 조합형 이중통기공법에 의한 자연정화하수처리시스템
	보유국	대한민국 (본 연구자 보유)
	등록년도	2009년 5월 15일 (1004797530000)
	관련성(%)	35%
	유사점	수생식물을 이용하고 환경 친화적이며 공법변경이 용이하고 생물학적 수처리를 하는 점
차이점	기존의 연구과제는 통기관을 시공하여 통풍이 원활하게 하여 호기성 조건을 만족하였으나, 본 연구에는 농립 바이오매스를 활용한 biochar를 여재 대신에 사용함에 따라 다공성 구조를 가진 biochar를 통하여 공기의 순환이 활발하게 되어 수질정화 효율을 극대화 시킨다는 것	
핵심특허 및 관련성	특허명	이중통기형 자연정화 하수처리시스템
	보유국	대한민국 (본 연구자 보유)
	등록년도	2009년 08월 31일 (1007867720000)
	관련성(%)	40%
	유사점	미생물, 여재 및 식물체를 이용하여 오염수를 정화하고 좁은 면적으로도 높은 수처리효율을 얻는 기술
차이점	본 과제에서는 지금까지 사용된 여재와 달리 농립 바이오매스를 활용한 biochar를 습지의 여재로 사용하면서 습지에서 배출되는 온실가스의 저감과 동시에 수질 정화효율 향상 시킬 수 있다는 점	

개발기술명		Biochar를 이용한 자연정화 수처리 기술개발
Keyword		활성탄
검색건수		136
유효특허건수		2
핵심특허 및 관련성	특허명	수 처리용 활성탄 필터의 제조방법 및 이를 이용한 활성탄 필터
	보유국	대한민국
	등록년도	2009년 5월 15일 (1004797530000)
	관련성(%)	25%
	유사점	본 발명은 물을 정화처리하기 위한 활성탄 필터의 제조방법 및 이를 이용한 활성탄 필터에 관한 것으로서, 더욱 상세하게는 활성탄과 폴리에틸렌 수지를 혼합하여 과립화시킴으로써 흡착 표면적을 넓혀 정화능력이 우수한 활성탄 필터의 제조방법 및 이를 적용한 활성탄 필터에 관한 것이다.
차이점	본 과제에서는 농업부산물을 이용하여 수처리용 biochar를 개발하고자 함	
핵심특허 및 관련성	특허명	상항류 생물활성탄 모듈을 이용한 정체수역의 수질개선 장치
	보유국	대한민국
	등록년도	2009년 08월 31일 (1007867720000)
	관련성(%)	30%
	유사점	본 발명은 공원의 호소, 상수원 공급을 위한 댐, 인공 늪지대, 골프장 연못 등과 같이 정체된 수역의 연속적으로 순환시켜 수처리를 실시하여 정체수역의 수질을 점차적으로 개선시킬 수 있도록 한 것을 특징으로 하는 상항류 생물활성탄 모듈을 이용한 정체수역의 수질개선장치에 관한 것
차이점	본 과제에서 정체된 수역이 아닌 가정이나, 시설원예지대에서 배출되는 폐수를 정화하며, 기계적인 설비가 아닌 자연친화적인 공법에 해당됨.	

개발기술명		Biochar를 이용한 자연정화 수처리 기술개발
Keyword		차콜 (chacoal)
검색건수		32
유효특허건수		2
핵심특허 및 관련성	특허명	정화탱그용 정수장치
	보유국	대한민국
	등록년도	2009년 4월 13일 (1004797530000)
	관련성(%)	40%
	유사점	본 발명은 정화탱크의 내부로 연결된 파이프에 결합 고정하여 방류조로 유입되는 물을 정화하기 위한 것으로서, 구체적으로는 정화탱그에 결합된 배수관과 상기 배수관의 하측에 결합되는 하우징과 상기 하우징 내부에 충전되는 기능성 물질 혼합체 및 상기 기능성 물질 혼합체 상측에 설치되는 유실방지판으로 구성하여 이루어짐에 따라, 정화탱그로부터 방류되는 수질이 더욱 개선될 수 있는 정화탱그용 정화장치를 제공
차이점	기능성 물질 혼합체는 바이오볼, 산호석, 제올라이트, 바이오 세라믹과 charcoal을 이용한데 반해서 본 실험은 농립 바이오매스를 활용한 biochar를 생산하여 수질정화에 사용하는 것.	
핵심특허 및 관련성	특허명	대나무 숲을 이용한 정수용 필터
	보유국	대한민국
	등록년도	2009년 3월 11일 (1007867720000)
	관련성(%)	40%
	유사점	본 발명은 정수용 필터를 물통이나 또는 물 저장조에 수용된 물에 투입하여 미세하게 함유되어 있는 유해물질이나 또는 이물질이 정수할 수 있도록 한 것으로 케이스에 형성된 유입구에 내부공간과 외부공간이 연통되도록 대나무 숲 필터를 결합시켜 물에 투입함으로써, 외부의 물이 대나무 숲 필터를 통해 정수되어 내부공간에 수용되어 유출구를 통해 외부공간으로 연속적으로 유출시키며 물을 정수할 수 있다는 것.
차이점	본 과제에서 주원료가 대나무가 아닌 농립 바이오매스를 활용하여 생산된 biochar를 이용하는 것이며, 기존의 고열분해 장치로 생산된 대나무 숲에 비해 저열분해로 생산할 수 있는 biochar를 사용함으로써 경제적 비용의 저감을 가져올 것으로 생각되며, 본 연구진에 의해 구명된 자연정화공법 하수처리시설과 병합함으로써 수처리효율을 극대화 시킬수 있다는 것.	

검색리스트

	등록번호	발명의 명칭	출원인
1	06652743	System and method for removing pollutants from water	North American Wetland Engineering, Inc.
2	07276164	Nitrate removal in a purge stream using constructed wetlands	ExxonMobil Research and Engineering Company
3	06447681	Aquaculture wastewater treatment system and method of making same	Kent Sea Tech Corporation
4	06447682	Process and system for enhanced nitrogen removal in a wetland wastewater treatment facility	
5	07128839	Process and system for enhanced nitrogen removal in a wetland and recirculating sand filter wastewater treatment system	
6	06406627	Method for removing pollutants from water	North American Wetland Engineering, Inc.
7	06531062	Wastewater treatment system for small flow applications	
8	06582156	Level control device for wetlands wastewater treatment facilities	
9	06558555	Process and system for enhanced phosphorus removal in a wetland wastewater treatment facility	
10	06558081	Composite particles and methods for their application and implementation	
11	06386796	Composite particles and methods for their application and implementation	
12	06740232	Constructed wetlands system, treatment apparatus and method	Aquascape Designs, Inc.
13	07114668	Constructed wetlands system, treatment apparatus and method	Aquascape Design, Inc.
14	05979492	Fluid level regulating sleeve valve	
15	07029586	Integrated tidal wastewater treatment system and method	Dharma Living Systems, Inc.
16	06881338	Integrated tidal wastewater treatment system and method	Dharma Living Systems, Inc.
17	07031927	System, method, and computer program product for weather and terrestrial vegetation-based water renovation and management forecasting	Strategic Weather Services
18	06379543	Water treatment system	Ecologic Holdings Pty Limited
19	06926468	Portable flotation platform for shallow bodies of water	
20	07270728	Photochemical transformation of metallic and non-metallic ions in an aqueous environment	National Research Council of Canada
21	07156579	Manufactured caverns in carbonate rock	Clemson University
22	07249912	Temporary platform or roadway and method of assembling same	
23	06858142	Polluted water treatment system	Rootzone Australia Pty Ltd.
24	06648554	Portable flotation platform for shallow bodies of water	
25	06444126	System and method for treating sanitary wastewater for on-site disposal	T. M. Gates, Inc.
26	07404899	Water treatment system	Turf Sentry, Inc.
27	06569321	Method and apparatus for treating stormwater runoff	
28	06277274	Method and apparatus for treating stormwater runoff	
29	06830688	Integrated hydroponic and wetland wastewater treatment systems and associated methods	Dharma Living Systems, Inc.
30	07320752	Integrated hydroponic and wetland wastewater treatment systems and associated methods	Worrell Water Technologies, LLC

(계속)

31	06531064	Method for removal of radionuclide contaminants from groundwater	
32	07107151	Method and system for measuring depth to saturated soils	
33	06682578	Methods for producing fertilizers and feed supplements from agricultural and industrial wastes	Crystal Peak Technologies, LLC
34	06497741	Methods for producing fertilizers and feed supplements from agricultural and industrial wastes	Crystal Peak Farms
35	06409788	Methods for producing fertilizers and feed supplements from agricultural and industrial wastes	Crystal Peak Farms
36	06846343	Fertilizer manufactured from animal wastes and method of producing same	Crystal Peak Technologies, LLC
37	06620329	Golf course irrigation water monitoring and treatment system	Turf Sentry, Inc.
38	07472501	Method and system for building up land in a water-covered or water-surrounded area and land body formed by use of same	
39	06955765	Recycled irrigation water treatment system	
40	06823264	Method and system for measuring depth to saturated soils	
41	06597992	Soil and topography surveying	Soil and Topography Information, LLC
42	07254485	Soil and topography surveying	Deere & Company
43	06959245	Soil and topography surveying	Soil and Topography Information, LLC
44	06811700	Integrated hydroponic and fixed-film wastewater treatment systems and associated methods	Dharma Living Systems, Inc.
45	06737020	Microorganism neutralization device and method	Remotelight, Inc.
46	07214492	Nucleic acid arrays to monitor water and other ecosystems	The University of North Carolina at Greensboro
47	06830411	Artificial island and method of construction thereof	
48	07401036	Free-market environmental management system having insured certification to a process standard	
49	07481176	Transportable flotation system	United States of America as represented by the Secretary of the Army
50	07470362	In line wetland water treatment system and method	Modular Wetland Systems, Inc.
51	07425262	In line wetland water treatment system	Modular Wetland Systems, Inc.
52	07232278	Adjustable outlet riser	
53	07105084	Hybrid flow pond	
54	06893570	Metal removal process	
55	07254564	Neural network based predication and optimization for groundwater/surface water system	
56	06742211	Bridge construction	
57	06311642	Nesting structure for earth-burrowing birds	
58	06497532	Structural member for composite assembly device and method for erosion control and sediment retention	
59	06254776	System and method for treating animal waste	Agrimicrobe Sales, L.C.
60	06932025	Scalable fish rearing raceway system	Kent SeaTech Corporation
61	06890438	Process for treatment of organic wastes	Indian Institute of Technology Bombay
62	06948881	Remediation injection vessel for marshes, tidal flats, and wetlands	University of New Hampshire
63	07453767	Method for deriving a 3D GRAZ seismic attribute file	

(계속)

64	07214317	Tidal vertical flow wastewater treatment system and method	Dharma Living Systems, Inc.
65	06922922	Amphibious dredging vehicle and method for restoring wetlands using same	
66	06896805	Tidal vertical flow wastewater treatment system and method	Dharma Living Systems, Inc.
67	06863816	Tidal vertical flow wastewater treatment system and method	Dharma Living Systems, Inc.
68	06554960	Integrated system and method for purifying water, producing pulp and paper, and improving soil quality	Science Applications International Corporation
69	06712969	Methods of phosphorous reduction in stormwater runoff systems using iron humate	
70	06551463	Integrated system and method for purifying water, producing pulp and paper, and improving soil quality	Science Applications International Corporation
71	06350350	Integrated system and method for purifying water, producing pulp and paper and improving soil quality	Science Applications International Corp.
72	07452165	Containment systems, methods, and devices	
73	07144196	Biologically-dominated artificial reef	ORA Technologies, LLC
74	07288196	Plant matter packaging method	Science Applications International Corporation
75	07267773	Integrated system and method for purifying water, producing pulp and paper, and improving soil quality	Science Applications International Corporation
76	07440901	Method and system to communicate agricultural product information to a consumer	Sure Harvest
77	06627083	Light expanded clay aggregates for phosphorous removal	A.S. Norsk Leca
78	06502523	Road-towed heavy ferry	
79	06421863	Portable bridge footings and abutments	Custom Manufacturing, Inc.
80	06766322	Real estate disclosure reporting method	
81	06923917	Phosphorous removal from animal waste	University of Maryland, College Park
82	06087547	Method for decomposing toxic organic pollutants	University of South Carolina
83	06450733	Mobile anti-flood protection device	
84	06142017	Hydrostatic pressure equalizer apparatus and system	
85	07461427	Bridge construction system and method	
86	07438500	Erosion resistant barrier with varying permeabilities	
87	07431839	Low oxygen biologically mediated nutrient removal	Bion Technologies, Inc.
88	07134238	Apparatus for killing insects by trapping larvae	
89	07284448	Device and method for passively measuring fluid and target chemical mass fluxes in natural and constructed non-porous fluid flow system	University of Florida Research Foundation, Inc.
90	07000711	Horizontal bore cryogenic drilling method	CH2M Hill, Inc., Ruckert & Meilke, Inc.
91	06886293	Method and apparatus for killing insects by trapping larvae	
92	06692641	Algal and nutrient control method for a body of water	
93	06893193	Self-anchoring fiber block system	
94	06827525	Method and system for building up land in a water-covered or water-surrounded area	
95	07037423	Method for removal and detoxication of dissolved metals in a rainwater discharge	ISG Technologies Inc.

(계속)

96	06692642	Organic slurry treatment processs	International Waste Management Systems
97	06893567	Wastewater treatment system	The United States of America as represented by the Secretary of Agriculture, North Carolina State University
98	07118306	Stormwater management system	Infiltrator Systems, INC
99	06984328	Method for removing metals from aqueous solutions using mixed lithic materials	University of Akron
100	06689274	Low oxygen organic waste bioconversion system	Bion Technologies, Inc.
101	06354384	Surface effect drilling craft for obtaining continuous core samples	The United States of America as represented by the Secretary of the Interior
102	07142988	Method and information system for non-random selection of uniform structural and functional features for tissue and plant product processing	Monsanto Company
103	06350383	Remediation material and remediation process for sediments	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation
104	06343567	Synthetic aquatic structure and method	Marine Environmental Solutions, L.L.C.
105	07407577	Tertiary filter septic system and method	
106	07074330	Plant biomass management system and method	
107	06908495	Low oxygen organic waste bioconversion system	Bion Technologies, Inc.
108	07433035	Detection of carbon halogen bonds	San Diego State University Research Foundation
109	06932909	Method of treating mine drainage	Kroff Chemical Company, Inc.
110	07011743	Water pollution trap with water flow baffles	
111	06994783	Water pollution trap with inlet basket	
112	06951607	Mobile pollution trap and method	
113	06939461	Water pollution trap with oil segregator/collector	
114	06936163	Water pollution trap with clay collector	
115	06928364	Navigation apparatus and method	
116	06766762	Indicator device for soil	Purdue Research Foundation
117	06691641	Repairable bird feeder	
118	06797161	Multi-stage water pollution trap	
119	07226240	Devices, systems, and methods for controlling erosion	
120	06852234	Apparatus and method for in situ burning of oil spills	The Board of Supervisors of Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College
121	06698131	Collapsible hunting blind	Kolpin Outdoors, Inc.
122	06709202	Modular fiber log erosion and sediment control barrier	Fiber King LLP

(계속)

123	06660323	Method for treating cattail blossoms	
124	06658666	Hunting garment with safety device	
125	06719492	Top arch overfilled system	BEBO Tech Corporation
126	06655757	Head and tail sprocket assemblies for a marsh excavator	
127	06821782	Sustained totipotent culture of selected monocot genera	University of South Carolina Research Foundation
128	07034938	Non-scanning computed tomography imaging spectrophotometer	The United States of America as represented by the Secretary of the Air Force
129	06554998	Apparatus for lagoon remediation	Agrimond, LLC
130	06599424	Method for lagoon remediation	Agrimond, LLC
131	06612550	Fence post	
132	06708443	Mosquito breeding convenience with bio-cycle interrupt and with mid-cycle flush	
133	06835560	Process for ozonating and converting organic materials into useful products	Clemson University
134	07164883	Method and system for modeling and managing terrain, buildings, and infrastructure	Motorola, Inc.
135	06647910	Wave shock absorber system	
136	06445449	Method and apparatus for determination of carbon-halogen compounds and applications thereof	San Diego State University
137	06576598	Ballistics conditioning	
138	06917877	Method for determining the intersection of polygons used to represent geographic features	Navteq North America, LLC
139	06547962	Stormwater treatment system	Tec-Kon Enterprises, LLC
140	06630067	Methods and apparatus for biological treatment of aqueous waste	Trustees of the University of Pennsylvania
141	06481375	Repairable bird feeder	
142	06548659	Process for ammoniating cellulosic materials	The Board of Supervisors of Louisiana State University & Agricultural & Mechanical College
143	07103234	Method for blind cross-spectral image registration	NEC Laboratories America, Inc.
144	06547493	Modular fiber log erosion and sediment control barrier	Fiber King, LLP
145	06551375	Ammunition using non-toxic metals and binders	Kennametal Inc.
146	06547488	Greens maintenance system	
147	06305024	Hunting garment with safety device	
148	06663782	System and method to treat livestock waste	
149	06571605	Constant-head soil permeameter for determining the hydraulic conductivity of earthen materials	
150	06533501	Tyre foundation structure	Ecoflex Australia Pty Limited
151	06672408	System and apparatus for excavating contaminated pilings	
152	06642439	Basidiomycete manganese peroxidase gene-transferred plant and a method for removing an environmental contaminant using the same	Agency of Industrial Science and Technology , YosukeImura
153	07051022	Automated extension for generation of cross references in a knowledge base	Oracle International Corporation

(계속)

154	06534985	Modular electromagnetic sensing apparatus having improved calibration	Geosensors Inc.
155	06423533	Isolation and use of perchlorate and nitrate reducing bacteria	
156	06393821	Method for collection and use of low-level methane emissions	
157	06268154	Method for detecting bacterial nitrite oxidizer	Aquaria Inc.
158	06265206	Method of using bacterial nitrite oxidizer	Aquaria Inc.
159	06677506	DNA coding for a Mg^{2+}/H^{+} ; or Zn^{2+}/H^{+} ; exchanger and transgenic plants expressing same	Yeda Research and Development Co. Ltd., The University of Texas System
160	06602464	Method and apparatus for treating digestible and odiferous waste	
161	06560920	Soil remediation by coupled phytoextraction/biogeochemical treatment	Westinghouse Savannah River Company, L.L.C.
162	06905834	Bioluminescent bioreporter integrated circuit detection methods	UT-Battelle, LLC
163	06500333	System and process for treating waste water	Clemson University
164	06509566	Oil and gas exploration system and method for detecting trace amounts of hydrocarbon gases in the atmosphere	Ophir Corporation
165	06699709	Method for determination of the gross nitrogen-mineralization rate of a soil sample	Torben A.Bonde , MortenMiller
166	06680377	Nucleic acid-based detection	Brandeis University
167	06302942	Methods for removing pollutants from contaminated soil materials with a fern plant	University of Florida
168	06398959	Aerobic treatment of liquids to remove nutrients and control odors	Agrimond, LLC
169	06429171	Method of processing peat for use in contaminated water treatment	Environmental Filtration, Inc.
170	06337025	Filter canister for use within a storm water sewer system	Environmental Filtration, Inc.
171	06395174	Method for lagoon remediation	Agrimond, L.L.C.
172	06322489	Drill cuttings solidification for wetlands restoration	M-I LLC
173	06564263	Multimedia content description framework	International Business Machines Corporation
174	06517774	High density composite material	Ideas to Market, L.P.
175	06750256	Use of aromatic aldehydes as insecticides	Proguard, Inc.
176	06974896	Trace element phytoremediation	Regents of the University of California
177	06307625	Method and apparatus for determination of carbon-halogen compounds and applications thereof	San Diego State University
178	06362235	Method, apparatus and compositions for inhibiting the human scent tracking ability of mosquitoes in environmentally defined three dimensional spaces	Biosensory, Inc., Bedoukian Research Inc. , The United States of America as represented by the Secretary of Agriculture
179	06216614	Boom dispensing point control system	Ag-Chem Equipment Co., Inc.
180	06200697	Carbon-air fuel cell	Scientific Application & Research Associates, Inc.
181	06068765	Separator tank	Stormceptor Corporation
182	06604317	Fly trap	

(계속)

183	06193440	Railroad cable plow apparatus	
184	06176055	Modular foundation system	
185	06193889	Apparatus and method for purification of agricultural animal waste	Agrimond, L.L.C.
186	06446060	System and method for sequential processing for content-based retrieval of composite objects	International Business Machines Corporation
187	07272593	Method and apparatus for similarity retrieval from iterative refinement	International Business Machines Corporation
188	06120684	Stormwater treatment system	Tec-Kon Enterprises, LLC
189	06322699	Process for purification of waste waters and contaminant spills based on the use of cultivated emergent macrophytes converted into floating cultures	Universidad Politecnica de Madrid
190	07485451	Storage stable compositions of biological materials	Regents of the University of California
191	07479226	System for removal of contaminants from aqueous solution	
192	07476316	Molecularly imprinted polymers (MIPS) for the selective removal of inorganic contaminants from liquids	MIP Solutions, Inc.
193	07476323	Desalination on an offshore apparatus	Water Standard Company LLC
194	07470093	Interlocking seawall construction and installation apparatus	
195	07455778	Intake for water desalination systems, and methods of use	Water Standard Company LLC
196	07455773	Package wastewater chemical/biological treatment method	Earth Renaissance Technologies, LLC
197	07442313	Environmental remediation method and system	ThinkVillage-Kerfoot, LLC
198	07429203	Amphibious drive system for a boat	
199	07427172	Temporary roadway element	Champagne Editions, Inc.
200	07430929	Pore water sampler for long-term monitoring of ground water	The United States of America, as represented by the Secretary of the Interior
201	07416668	Wastewater chemical/biological treatment plant recovery apparatus and method	Earth Renaissance Technologies, LLC
202	07416666	Mobile desalination plants and systems, and methods for producing desalinated water	Water Standard Company
203	07422720	High density nontoxic projectiles and other articles, and methods for making the same	Spherical Precision, Inc.
204	07411504	Motion-responsive koi pond predator deterrent system and entertainment device	
205	07404690	Temporary road element	Champagne Edition, Inc.
206	07399334	High density nontoxic projectiles and other articles, and methods for making the same	Spherical Precision, Inc.
207	07163628	Water ozonation and bioremediation system and associated methods	Aqua Fiber Technologies Corporation
208	07097390	Fine-grained fill reinforcing apparatus and method	Mega, Inc.
209	07208286	Bioluminescent bioreporter integrated circuit devices and methods for detecting ammonia	UT-Battelle LLC
210	07090992	Bioluminescent bioreporter integrated circuit devices and methods for detecting estrogen	UT-Battelle, LLC
211	07172691	Method and system for removal of contaminants from aqueous solution	

(계속)

212	07283909	Overlaying orthorectified aerial images with map information tied to a state plane coordinate system	
213	07115201	Method of treating mine drainage	Kroff Chemical Company, Inc.
214	07152700	Dual wall drill string assembly	American Augers, Inc., TorqueLock Corporation
215	06979776	Pipe bundle for underground installation	Entergy Louisiana, Inc.
216	07014767	Water ozonation and bioremediation system and associated methods	Aqua Fiber Technologies Corporation
217	07037436	Method of cleaning water pollution trap	
218	07124792	Manual bulk liquid pump control and distribution system	Safety Pumping Systems, LLC
219	07156985	Bioreactor system having improved temperature control	Shaw Intellectual Property Holdings, Inc.
220	07184890	Cloud shadow detection: VNIR-SWIR	The Boeing Company
221	07166211	Process and apparatus for microbial filtration and bacterial injection for one or more environmental contaminants	Hydros, Inc.
222	07058511	Sub-visible cloud cover assessment: VNIR-SWIR	The Boeing Company
223	07264419	System and method for remediating contaminated soil and groundwater in situ	Applied Process Technology, Inc.
224	07094268	System and method for removing pollutants from a roadway	3K Technologies, Inc.
225	07213309	Treated textile substrate and method for making a textile substrate	
226	07086184	Subsoiling grapple rake	The United States of America as represented by the Secretary of Agriculture
227	07059072	Subsoiling excavator bucket	The United States of America as represented by the Secretary of Agriculture
228	07157010	Polymeric flocculant infused silt fence	Civil & Environmental Consultants, Inc.
229	07059083	Seedbed for growing vegetation	Gp Cellulose, LLC
230	07179387	Treatment system and method for remediating a body of water	
231	06916250	Environmentally simulated golf game	
232	07069690	Compositions and methods for removing pollutants from contaminated wafer with a fern plant	University of Florida Research Foundation, Incorporated
233	06910835	Modular fiber log erosion and sediment control barrier	Fiber King
234	07137226	Laminated support mat	John E. Anthony
235	06922950	Top arch overfilled system	BEBOTech Corporation
236	06990410	Cloud cover assessment: VNIR-SWIR	The Boeing Company
237	07134514	Dual wall drill string assembly	American Augers, Inc., TorqueLock Corporation
238	06880477	Wave shock absorber system	

(계속)

239	06946496	Artificial soil	
240	07083730	Production of purified water and high value chemicals from salt water	University of South Carolina
241	07081205	Mobile desalination plants and systems, and methods for producing desalinated water	Water Standard Company, LLC
242	06870370	Electromagnetic induction detection system	Agri Dynamics, Inc.
243	07166221	Oil digesting microbe-plastic foam system	William I.Young
244	07156999	Methods and apparatus for treating animal manure	Institut National de la Recherche Scientifique
245	06868659	Native seed harvester with cam design	Arbuckle Ranch, Inc.
246	06936170	Methods and apparatus for biological treatment of aqueous waste	The Trustees of the University of Pennsylvania
247	07018691	Reinforcing liner, system and method of reinforcing a structure, and reinforced structure thereby	Poly-Triplex Technologies
248	07247024	Method for spatially distributing a population	UT-Battelle, LLC
249	06918801	Amphibious vehicle	
250	06938461	Constant-head soil permeameter for determining the hydraulic conductivity of earthen materials at a wide range of depths	
251	06994793	Process for remediating ground water containing one or more nitrogen compounds	Hydro-Trace Incorporated
252	06912440	Camouflage covering and method of manufacture of the camouflage covering	
253	07107285	Method, system, and program for an improved enterprise spatial system	Questerra Corporation
254	06783676	Pre- and post-treatment system and method for aquatic plant filtration using ozone	AquaFiber Technologies Corporation
255	07262214	1-N-arylpyrazole derivatives in prevention of arthropod-borne and mosquito-borne diseases	Merial Limited
256	06913423	Modular reinforced fiber log erosion and sediment control barrier	Fiber King LLP
257	06705803	Tire foundation structure	
258	07054741	Land software tool	LandNet Corporation
259	07292943	System and method for control of seismic data acquisition	Input/Output, Inc.
260	07092957	Computerized national online parcel-level map data portal	Boundary Solutions Incorporated
261	06729049	Mud walking shoe	The United States of America as represented by the Department of the Interior
262	07021228	Road towed ferry	
263	191319228	AN IMPROVED PROCESS FOR MAKING ACTIVE CHARCOAL POWDER	LEON PILASKI(PILASKI LEON)
264	191208627	PROCESS FOR THE PRODUCTION AND REVIVIFICATION OF CHARCOAL OF HIGH DECOLORIZING POWER	OSKAR MOLEND(MOLEN DA OSKAR) JOSEF WUNSCH(WUNSCH JOSEF)
265	2002001333	A METHOD FOR TREATING AN EFFLUENT CONTAINING SORBIC ACID AND/OR A SALT THEROF AND AN EFFLUENT DISPOSAL DEVICE	DAICEL CHEMICAL INDUSTRIES, LTD.

(계속)

266	200200111	TWO-STAGE WATER FILTRATION SYSTEM	Hoken Industria, Comercio, Importa?ao e Exporta?ao Ltda.
267	20000978004	METHOD AND DEVICE FOR PREVENTING OXIDATION ON SUBSTRATE SURFACE	EBARA CORPORATION
268	20020253359	QUANTUM-SPLITTING OXIDE-BASED PHOSPHORS	GENERAL ELECTRIC COMPANY
269	20020076921	METHOD AND APPARATUS FOR BIODEGRADATION OF OXYGENATES	SHELL INTERNATIONALE RESEARCH MAATSCHAPPIJ B.V.
270	20020252894	PROCESS FOR REMOVING CARBON DIOXIDE AND WATER VAPOUR FROM A FEED GAS	THE BOC GROUP, INC.
271	20020252932	WATER CONDITIONING SYSTEM WITH REPLACEABLE CARTRIDGE	MAGI-CAL WATER FILTERS LIMITED
272	20010907702	COMPOSITE MATERIAL COMPRISING ACTIVATED CARBON AND EXPANDED GRAPHITE	CENTRE NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
273	20110034741	HYDROCARBON CONVERSION PROCESS IMPROVEMENTS	
274	20110034735	METHOD FOR PRODUCING CATECHOL	MITSUI CHEMICALS, INC. MINATO-KU, TOKYO JP
275	20110034711	TITANOSILICATE	SUMITOMO CHEMICAL COMPANY, LIMITED
276	20110034603	POLYACRYLIC ACID (SALT)-BASED WATER-ABSORBENT RESIN AND METHOD FOR PRODUCING SAME	NIPPON SHOKUBAI CO., LTD. Osaka JP
277	20110033913	METHOD AND APPARATUS FOR THEMICROBIOLOGICAL REMOVAL OF MERCURY FROM CONTAMINATED MATERIALS	
278	20110033896	METHOD FOR MANUFACTURING AN AQUEOUS GLUCOSE SOLUTION FROM PLANTS OF THE TRITICEAE SPECIES	BASF SE LUDWIGSHAFEN DE
279	20110033772	SINTERED POROUS STRUCTURE AND METHOD OF MAKING SAME	THE REGENTS OF THE UNIVERSITY OF CALIFORNIA OAKLAND CA
280	20110033440	NOVEL PROCESS FOR SOLUBILIZING PROTEIN FROM A PROTEINACEOUS MATERIAL AND COMPOSITIONS THEREOF	BIOVA, L.L.C. Johnston IA
281	20110033436	STABLE AQUEOUS SPORE-CONTAINING FORMULATION	
282	20110033433	COMBINATIONS OF FUNGICIDALLY ACTIVE YEAST AND FUNGICIDES	BAYER CROPSCIENCE AG MONHEIM AM RHEIN DE

(계속)

283	20110033432	COMBINATIONS OF BIOLOGICAL CONTROL AGENTS AND INSECTICIDES	BAYER CROPSCIENCE AG MONHEIM AM RHEIN DE
284	20110033409	DEODORANT MATERIAL	TORAY OPELONTEX CO., LTD.
285	20110033337	APPARATUS AND PROCESS FOR TREATING AN AQUEOUS SOLUTION CONTAINING BIOLOGICAL CONTAMINANTS	MOLYCORP MINERALS, LLC Greenwood Village CO
286	20110030659	BIDIRECTIONAL ADSORBENT-CANISTER PURGING	FORD GLOBAL TECHNOLOGIES, LLC Dearborn MI
287	20110031186	CALCIUM CARBONATE AND CALCIUM CARBONATE-CONTAINING MATERIALS FOR REMOVING BIOAGENTS FROM WATER	Alternative Energy and Environmental Solutions, LLC Sheridan WY
288	20110031103	Method and Apparatus For Removal Of Oil From Utility Gas Stream	
289	20110031103	Method and Apparatus For Removal Of Oil From Utility Gas Stream	
290	20110030691	AIR FILTRATION APPARATUS AND METHOD	
291	20110030592	ADDITIVES FOR MERCURY OXIDATION IN COAL-FIRED POWER PLANTS	ADA ENVIRONMENTAL SOLUTIONS, LLC Littleton CO
292	20110030557	HIGH EFFICIENCY LOW PRESSURE DROP SYNTHETIC FIBER BASED AIR FILTER MADE COMPLETELY FROM POST CONSUMER WASTE MATERIALS	The Xextex Corporation Issquah WA
293	20110036367	SMOKING ARTICLE	
294	20110034735	METHOD FOR PRODUCING CATECHOL	Mitsui Chemicals, Inc. Minato-ku, Tokyo JP
295	20110034741	HYDROCARBON CONVERSION PROCESS IMPROVEMENTS	
296	20110036014	GASIFICATION SYSTEM WITH PROCESSED FEEDSTOCK/CHAR CONVERSION AND GAS REFORMULATION	PLASCO ENERGY GROUP INC. Kanata, Ontario CA

(계속)

297	20110036014	GASIFICATION SYSTEM WITH PROCESSED FEEDSTOCK/CHAR CONVERSION AND GAS REFORMULATION	PLASCO ENERGY GROUP INC. Kanata, Ontario CA
298	20110034725	PROCESS FOR SEPARATING STEROLS AND ACIDS FROM TALL OIL PITCH	Raisio NutritionLtd. Raisio FI
299	US-0176039 (2010-07-15)	TREATMENT METHOD OF ORGANIC COMPOUNDS INCLUDED IN WASTE WATER, A TREATMENT APPARATUS OF ORGANIC COMPOUNDS INCLUDED IN WASTE WATER, A TREATMENT SYSTEM OF ORGANIC COMPOUNDS INCLUDED IN WASTE WATER, AND A BITUMEN COLLECTING SYSTEM	
300	US-0179080 (2010-07-15)	PROCESS FOR RECOVERING USED LUBRICATING OILS USING CLAY AND CENTRIFUGATION	
301	WO-0109047 (2010-09-30)	VERSATILE SYSTEM FOR RECYCLING TYRES AND OTHER INDUSTRIAL WASTE	RUIZ RUEDA, Jesús Tomás ANAYA CARREIRA, Luis Fernando
302	WO-0104095 (2010-09-16)	WATER-PURIFYING CARTRIDGE	Panasonic Electric Works Co., Ltd.
303	WO-0103819 (2010-09-16)	FILTER MEDIUM USING GRANULAR ACTIVATED COAL FOR PURIFYING EUTROPHIC SEWAGE CAUSED BY NITROGEN OR PHOSPHORUS, WATER PURIFICATION PLANT UTILIZING SAME, METHOD OF TREATING SLUDGE WITH FINE ACTIVATED-COAL POWDER AS ION-EXCHANGE MATERIAL, AND VARIOUS RECYCLE MATERIALS PRODUCED BY THE METHOD	
304	WO-0103029 (2010-09-16)	METHOD FOR PRODUCING PHOSGENE	BASF SE
305	WO-0102749 (2010-09-16)	METHOD FOR PURIFYING AN AIR FLOW AND PURIFICATION DEVICE	
306	WO-0101520 (2010-09-10)	REGENERABLE PLEATED FILTER MEDIUM	CAMFIL AB
307	US-0275922 (2010-11-04)	SORPTION AGENT COMPRISING AN ACTIVATED CARBON IMPREGNATED WITH A ZINC COMPOUND AND A MOLYBDENUM COMPOUND AND GAS-FILTERING ELEMENT CONTAINING THE SORPTION AGENT	DRÄGER Safety AG & Co. KGaA
308	US-0152307 (2010-06-17)	PRECIPITATED IRON CATALYST FOR HYDROGENATION OF CARBON MONOXIDE	RENTECH, INC.
309	WO-0120405 (2010-10-21)	METHODS AND SYSTEMS FOR RECOVERING RHENIUM FROM A COPPER LEACH	FREEPORT-MCMO RAN CORPORATION
310	US-0224069 (2010-09-09)	FILTER DEVICE FOR HYDROCARBON ADSORPTION	
311	WO-0120405 (2010-10-21)	METHODS AND SYSTEMS FOR RECOVERING RHENIUM FROM A COPPER LEACH	FREEPORT-MCMO RAN CORPORATION

(계속)

312	US-0224069 (2010-09-09)	FILTER DEVICE FOR HYDROCARBON ADSORPTION	
313	WO-0095842 (2010-11-25)	MULTIFUNCTIONAL ADSORBENT USING SEWAGE SLUDGE OR ASHES, AND LIVESTOCK ENVIRONMENT-IMPROVING AGENT	
314	US-0706905 (2010-02-17)	System and Method for Producing Ultrafine Metal Particles Suspended in Aqueous Medium	
315	WO-0098984 (2010-09-02)	MULTI-COMPARTMENT WATER PURIFICATION BOTTLE HAVING A REPLACEABLE FILTER	
316	WO-0098158 (2010-09-02)	SLIME CONTROL AGENT FOR ACTIVATED CARBON, METHOD OF PASSING WATER THROUGH ACTIVATED-CARBON DEVICE, AND METHOD AND APPARATUS FOR TREATING ORGANIC-CONTAINING WATER	KURITA WATER INDUSTRIES LTD.
317	WO-0083323 (2010-10-21)	REACTOR UNIT FOR POLLUTANT REMOVAL	MEKTECH COMPOSITES, INC.
318	US-0218946 (2010-09-02)	Water Treatment Following Shale Oil Production By In Situ Heating	
319	US-0163492 (2010-07-01)	SYSTEMS AND METHODS OF HARDSCAPE WATER COLLECTION	BLUEFIELD HOLDINGS INC.
320	US-0133155 (2010-06-03)	Water Distribution System With Dual Use Water Treatment Unit	International Water-Guard Industries, Inc.
321	WO-0045502 (2010-08-12)	PORTABLE DRINKING WATER PURIFICATION DEVICE	
322	WO-0056458 (2010-07-08)	HYDROGEN PRODUCTION BY BIOLOGICAL WATER-GAS SHIFT REACTION USING CARBON MONOXIDE	UNI-CONTROL, LLC
323	US-0170839 (2010-07-08)	Water bottle with filter	
324	US-0015470 (2010-01-21)	ELECTRIC DOUBLE LAYER CAPACITOR	SHOWA DENKO K.K.
325	US-0083697 (2010-04-08)	PURIFYING CARBON DIOXIDE USING ACTIVATED CARBON	
326	WO-0029155 (2010-03-18)	WATER TREATMENT METHOD INCLUDING POWDERED ACTIVATED CARBON RECYCLING	OTV SA
327	20010128452	CONTINUOUS FLOW WATERING DEVICE FOR PETS	DOSKOCIL MANUFACTURING COMPANY, INC.
328	01238594	TOBACCO SMOKE FILTER AND RELATIVE COMPOSITION MADE OF ANTIOXIDANT AND MINERAL SUBSTANCES	PERA, IVO
329	20020009043	GARBAGE DISPOSAL APPARATUS	MATSUSHITA ELECTRIC WORKS, LTD.
330	20000962817	METHOD FOR DECOMPOSING REFRACTORY HAZARDOUS SUBSTANCE AND DECOMPOSING AGENT	IDEMITSU KOSAN CO., LTD.
331	20000949971	METHOD FOR TREATING COMBUSTIBLE WASTE	NKK CORPORATION

(계속)

332	20010128625	REFRIGERATION CYCLE SYSTEM, AND METHOD OF OPERATING THE SAME	mitsubishi denki kabushiki kaisha
333	20010310412	mitsubishi denki kabushiki kaisha	MOTAI, TAKEJI FUJII, TOHIAKI
334	20000203833	BIOMASS GASIFIER	REGISTRAR, INDIAN INSTITUTE OF SCIENCE
335	20000949080	METHOD FOR PRODUCING SHAPED, ACTIVATED CHARCOAL	FRAUNHOFER-GES ELLSCHAFT ZUR FRDERUNG DER ANGEWANDTEN FORSCHUNG E.V.
336	20010203818	STRUCTURED MULTI-PURPOSE PACKINGS AND THEIR USE	EC ERDLCHEMIE GMBH
337	20000904043	THERMAL DECOMPOSER FOR WASTE	KYOWA CO., LTD.
338	20010108043	FLUE GAS DESULPHURISATION	mitsubishi HEAVY INDUSTRIES, LTD.
339	19990944817	DENITRIFYING COMPOSITION FOR REMOVING NITRATE NITROGEN AND PROCESS FOR PRODUCING THE SAME	NITCHITSU CO., LTD. NIPPON STEEL CHEMICAL CO., LTD.
340	198800151719	DEODORIZATION METHOD	FUSO YUNITETSUKU KK KURITA WATER IND LTD
341	198700232580	SLURRY COMPOSITION OF SOLID FUEL	JAPAN SYNTHETIC RUBBER CO LTD
342	198800083035	SOIL OR SOIL CONDITIONER EACH CONTAINING POROUS ION EXCHANGER	NKK CORP YAMATO GIKEN KK
343	198800082170	TREATMENT OF LIVING WASTE WATER	ONODA CEMENT CO LTD
344	198800069081	TREATMENT OF SALT COEXISTENT RADIOACTIVE WASTE BY OXINE ADDED ACTIVATED CHARCOAL	POWER REACTOR & NUCLEAR FUEL DEV CORP
345	198700334163	SERVICE WATER DEODORANT	SEKISUI CHEM CO LTD
346	198700326191	ADSORBENT	SUMITOMO METAL IND LTD IMAE KOGYO KK IMAE KOGYO KK
347	9916297	GLASS-MAKING RAW MATERIALS PREPARATION INVOLVES THERMAL CONVERSION OF SILICA ND HALIDES, ESPECIALLY CHLORIDES, OR SULFATES OR NITRATES OF ALKALI AND/OR ALKALINE EARTH AND/OR RARE EARTH METALS USING IMMersed BURNER	(FR) SAINT GOBAIN VITRAGE(SAINT GOBAIN VITRAGE)

(계속)

348	9910013	TREATMENT OF RESIDUAL WATER FROM FOOD PROCESSING PLANT, COMPRISES FILTRATION, MINERALIZATION, OPTIONAL pH ADJUSTMENT TO REQUIRED LEVELS AND OPTIONAL ADDITION OF ANTI-SCALE AND /OR ANTI-FILM AGENTS AND OF BIOCIDES	CIBA SPECIALTY CHEMICALS WATER TREATMENTS LIMITED(CIBA SPEC CHEM WATER TREAT LTD)
349	198800155922	CHARCOAL BURNING ROASTER	YANAGEN:KK
350	9807869	FILTRATION PIECE MANUFACTURING METHOD	KANG DIH EN ENTERPRISE CO LTD
351	9708561	CHARCOAL PRODUCTION BY CARBONISATION OF WOOD	FROMAGER GERARD
352	9415022	SOLAR-POWERED WATER DESALINATOR ESP. FOR SEA OR BRACKISH WATER	SEJOURNE PIERRE DOMINIQUE(SEJOURNE PIERRE DOMINIQUE)
353	9405434	COMBUSTION CHAMBER FRO GASIFYING CHARCOAL OR ORGANIC TRASH	TOUILLET EDOUARD(TOUILLET EDOUARD)
354	20020252383	MILD HYDROTREATING/EXTRACTION PROCESS FOR LOW SULFUR FUEL FOR USE IN FUEL CELLS	CHEVRON U.S.A. INC.
355	20010109028	PROCESS FOR THE SEPARATION AND RECOVERY OF CARBON DIOXIDE FROM WASTE GAS OR FUMES PRODUCED BY COMBUSTIBLE OXIDATION	AMMONIA CASALE S.A.

<Biochar를 이용한 토양개량제 개발>

개발기술명		토양개량제
Keyword		토양개량제
검색건수		23
유효특허건수		2
핵심특허 및 관련성	특허명	땀 슬러지를 이용한 토양개량제의 제조방법
	보유국	대한민국
	등록년도	2010년 7월 19일 (1004797530000)
	관련성(%)	40%
	유사점	본 발명은 땀슬러지를 활용하여 저가 및 고품질의 토양개량제를 대량 공급 하도록 하기 위하여, 산도를 알카리성으로 조절하고 사용의 편리성을 위해 분상이 아닌 입자로 저렴한 토양개량제를 제조하는 방법에 관한 것이다.
차이점	본 과제에서는 슬러지가 아닌 농립 바이오매스를 열분해 하여 얻어진 biochar를 이용한 토양개량제 제조방법 및 토양시비효과를 구명한다는 점	
핵심특허 및 관련성	특허명	알카리도를 개선시킨 굴 폐각과 제강슬래그를 이용한 중금속 오염토양의 복원용 토양개량제 제조와 이를 이용한 중금속 오염토양의 복원방법
	보유국	대한민국
	등록년도	2010년 2월 10일 (1007867720000)
	관련성(%)	30%
	유사점	본 발명은 알카리도가 새긴된 굴 폐각 분말과 제강슬래그를 혼합하여 토양 내 중금속을 부동화할 수 있는 토양개량제를 제조하고 이를 이용한 중금속 오염토양의 복원방법에 관한 것이다. 상기 토양개량제는 토양 내 양이온과 음이온성 중금속이 함께 오염된 복합 악성오염지를 양질의 토양으로 효과적으로 복원하고, 중금속 오염지에 사용할 경우 작물의 생육과 수량을 증진과 식물의 중금속 흡수량을 저감하여 안전한 농산물의 생산할수 있다.
차이점	본 과제에서 사용하는 슬래그는 철강산업에서 발생하는 광물질로서, 슬래그에는 식물이 이용가능한 유효성분인 규산, 칼슘, 고토 및 미량요소 등이 함유되어 있어 식물생육에 도움을 제공함과 동시에 농립 바이오매스를 활용한 biochar 생산 기술을 확립하여 경종농가에 고부가 가치 창출이 예상	

<검색리스트>

!	등록번호	발명의 명칭	출원인
1	US-0166507 (2010-07-01)	A method for applying a water soluble soil stabilizer to soil wherein the soil stabilizer is added to a solid carrier	Encap LLC.
2	US-0105127 (2010-04-29)	SYSTEMS AND METHODS FOR GENERATING RESOURCES USING WASTES	MarGin Consulting, LLC
3	WO-0003012 (2010-01-07)	SYSTEM FOR DISTRIBUTING POULTRY LITTER BELOW THE SOIL SURFACE	THE UNITED STATES OF AMERICA, AS REPRESENTED BY THE SECRETARY OF AGRICULTURE
4	US-0024500 (2010-02-04)	METHODS AND COMPOSITIONS FOR SOIL AMENDMENTS AND ORGANIC WASTE MANAGEMENT	HEART OF NATURE, LLC
5	WO-9087179 (2010-05-06)	AMENDMENT CONTROLLING SOIL BORN PEST AND PATHOGEN, USE AND USING METHOD OF SUCH AMENDMENT	CEREARLTOSCANA S.P.A.
6	US-0078014 (2009-03-26)	AGRICULTURAL COMPOSITIONS AND METHODS FOR MAKING AND USING THE SAME	YAMASHITA, Thomas T.
7	US-0018917 (2010-01-28)	METHODS AND APPARATUS FOR PROCESSING ORGANIC WASTE	PurposeEnergy, Inc.
8	JP-0263559 (2009-11-12)	METHOD OF MANUFACTURING SOIL AMENDMENT MATERIAL	SATOGEN:KK
9	WO-8024730 (2008-02-28)	BIODEGRADABLE LITTER AMENDMENT MATERIAL FROM AGRICULTURAL RESIDUES	VIRGINIA TECH INTELLECTUAL PROPERTIES, INC. AGBLEVOR, Foster, A AROGO-OGEJO, Jactone GAY, Susan, W.
10	US-0278161 (2007-12-06)	Waste Sludge Sanitizing Process Utilizing Biosolids Recycle	Holloman Corporation
11	US-7552688 (2009-06-30)	Method and apparatus for converting animal waste into bedding or soil amendment	
12	JP-0203251 (2007-08-16)	MATERIAL FOR SOIL IMPROVEMENT AND METHOD FOR SOIL IMPROVEMENT	NIPPON SHEET GLASS CO LTD
13	US-0119096 (2007-05-31)	Method of agricultural operations management producing an odor control mixture and an active soil amendment	Halliday, John, M.
14	US-0041791 (2007-02-22)	Method of treating municipal solid waste offshore: alternative to incineration and landfill	Corpus, Victor
15	US-0178723 (2005-08-18)	Integrated system and method for purifying water, producing pulp and paper, and improving soil quality	Science Applications International Corporation
16	US-0112735 (2005-05-26)	Production of biodiesel and other valuable chemicals from wastewater treatment plant sludges	
17	US-0235715 (2005-10-27)	Cattle waste composting	

	등록번호	발명의 명칭	출원인
18	US-0219650 (2004-11-04)	Process and system for treatment of organic waste materials	
19	US-6752849 (2004-06-22)	Method for disinfecting and stabilizing organic wastes with mineral by-products	N-Viro International Corporation
20	US-0089042 (2004-05-13)	Organic potting soil and soil conditioner	Magic 100 Power Soil, Inc.
21	US-0084366 (2004-05-06)	APPARATUS, SYSTEM AND METHOD FOR TREATING WASTE MATERIAL	

3. 논문분석

가. 논문분석 범위

(예시)

대상국가	미국, 일본, 유럽, 아시아
논문 DB	pubmed DB(www.ncbi.nlm.nih.gov), 국회도서관(www.nanet.go.kr)
검색기간	최근 5년간
검색범위	Biochar, 자연정화공법, 활성탄

나. 논문분석에 따른 본 연구과제와의 관련성

개발기술명		Biochar 제조방법
Keyword		biochar
검색건수		56
유효논문건수		22
핵심논문 및 관련성	논문명	Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water
	학술지명	<i>Bioresource Technology</i>
	저자	Ahmad, M., Lee, S. S., Dou, X., Mohan, D., Sung, J. K., Yang, J. E., & Ok, Y. S.
	게재년도	2011
	관련성(%)	30%
	유사점	농업부산물을 이용하여 biochar를 생산하고 biochar특성을 비교
	차이점	인 흡착 및 질소처리가 용이한 biochar를 생산하고 활용

개발기술명		수처리용 biochar를 이용한 수처리
Keyword		Biochar, aqueous solution, heavy metal
검색건수		68
유효논문건수		7
핵심논문 및 관련성	논문명	Removal of Cu, Zn, and Cd from aqueous solutions by the dairy manure-derived biochar
	학술지명	<i>Environmental Science Pollution Research</i>
	저자	Xu, X., Gao, X., Zhao, L., Wang, H., Yu, H., & Gao, B.
	게재년도	2013
	관련성(%)	40%
	유사점	biochar를 이용하여 중금속 흡착에 관한연구
	차이점	단일 및 복합 중금속 용액내에서 biochar의 경쟁흡착 특성 및 흡착서열을 구명

개발기술명		<i>Biochar</i>
Keyword		Bio Char
검색건수		42
유효논문건수		1
핵심논문 및 관련성	논문명	Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings
	학술지명	<i>Journal of Hazardous Materials</i>
	저 자	Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A. R., Cao, X., Pullammanappallil, P., & Yang, L.
	게재년도	2011
	관련성(%)	30%
	유사점	Biochar를 이용하여 인흡착제로 이용
	차이점	상기논문은 biochar와 마그네슘을 첨가하여 단순히 인의 침전효과를 극대화 시킨 것으로서 본 연구에서 개발된 ZnCl ₂ 로 침착된 biochar 인 흡착제와는 상이한 차이가 있다.

개발기술명		<i>인공습지내 온실가스 발생</i>
Keyword		Greenhouse gas
검색건수		4
유효논문건수		1
핵심논문 및 관련성	논문명	Emission of the Greenhouse Gases Nitrous Oxide and Methane from Constructed Wetlands in Europe
	학술지명	journal of Environmental Quality
	저 자	A. K. Søvik,* J. Augustin, K. Heikkinen, J. T. Huttunen, J. M. Necki, S. M. Karjalainen, B. Kløve, A. Liikanen,U". Mander, M. Puustinen, S. Teiter, and P. Wachniew
	게재년도	2006
	관련성(%)	30%
	유사점	본 실험은 유럽내의 인공습지에서 습지형태에 따른 온실가스 발생량을 조사한 결과로서 본 과제와는 습지에서 온실가스 발생량을 조사한다는 유사점이 있음.
	차이점	기존 논문의 경우는 습지에서 발생하는 온실가스 발생량을 조사한데 반해 본 과제에서는 습지에서 습지형태에 및 주입원수의 특성에 따른 온실가스 발생량을 조사하고, 농림 바이오매스를 활용한 biochar를 이용하여 온실가스 저감능력을 평가한다는 차이점이 있음.

<Biochar>

	Document (sort by relevance)	Author(s)	Year	Source Title
1	Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review	Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S.,	2014	<i>Chemosphere</i> 99, 19-23
2	Production and use of biochar from buffalo-weed (<i>ambrosia trifida L.</i>) for trichloroethylene removal from water	Ahmad, M., Moon, D. H., Vithanage, M., Koutsospyros, A., Lee, S. S., Yang, J. E., Lee, S. E., Jeon, C., & Ok, Y. S.	2014	<i>Journal of Chemical Technology and Biotechnology</i> , 89, 150 - 157.
3	Modification and use of biochar from wheat straw (<i>Triticum aestivum L.</i>) for nitrate and phosphate removal from water.	Li, J., Lv, G., Bai, W., Zhang, Y., & Song, J.	2014	<i>Desalination and Water Treatment</i> , 1 - 13.
4	Organic and inorganic contaminants from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent- A critical review	Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S., & Pittman Jr., C. U.	2014	<i>Bioresource Technology</i> , 160, 191 - 202.
5	Enhanced sulfamethazine removal by steam-activated invasive plant-derived biochar	Rajapaksha, A. U., Vithanage, M., Ahmad, M., Seo, D. C., Cho, J. S., Lee, S. E., Lee, S. S., & Ok, Y. S.	2014	<i>Journal of Hazardous Materials</i> , 290, 43 - 50.
6	Characterization of modified biochars derived from bamboo pyrolysis and their utilization for target component (furfural) adsorption	Li Y, Shao J, Wang X, Deng Y, Yang H, Chen H	2014	<i>Energ Fuel</i> 28(8):5119 - 5127.
7	Pyrolytic temperatures impact lead sorption mechanisms by bagasse biochars	Ding W, Dong X, Ime IM, Gao B, Ma LQ	2014	<i>Chemosphere</i> 105:68 - 74.
8	Pyrolysis condition affected sulfamethazine sorption by tea waste biochars	Rajapaksha, A. U., Vithanage, M., Zhang, M., Ahmad, M., Dinesh, M., Chang, S. X., & Ok, Y. S.	2014	<i>Bioresource Technology</i> , 166, 303 - 308.
9	Removal of Cu, Zn, and Cd from aqueous solutions by the dairy manure-derived biochar	Xu, X., Gao, X., Zhao, L., Wang, H., Yu, H., & Gao, B.	2013	<i>Environmental Science Pollution Research</i> , 20, 358 - 368.
10	Qian, T., Zhang, X., Hu, J., & Jiang, H. (2013).	Effects of environmental conditions on the release of phosphorus from biochar.	2013	<i>Chemosphere</i> , 93, 2069-2075.
11	Hydrochar and biochar effects on germination of spring barley	Bargmann, I., Rilling, M.C., Buss, W., Kruse, A., Kuecke, M.,	2013	<i>J. Agro. Crop Sci.</i> 199, 360 - 373.
12	Effects of natural and calcined poultry waste on Cd, Pb and As mobility in contaminated soil.	Lim, J.E., Ahmad, M., Usman, A.R.A., Lee, S.S., Jeon, W.T., Oh, S.E., Yang, J.E., Ok, Y.S	2013	<i>Environ. Earth Sci.</i> 69, 11 - 20.

(계속)

	Document (sort by relevance)	Author(s)	Year	Source Title
13	Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China	X. Peng, L.L. Ye, C.H. Wang, H. Zhou, B. Sun	2011	Soil and Tillage Research, Volume 112, Issue 2, April 2011, Pages 159-166
14	Biochar addition to agricultural soil increased CH ₄ uptake and water holding capacity - Results from a short-term pilot field study	Kristiina Karhu, Tuomas Mattila, Irina Bergström, Kristiina Regina	2011	Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 140, Issues 1-2, 30 January 2011, Pages 309-313
15	The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar	Luke Beesley, Marta Marmiroli	2011	Environmental Pollution, Volume 159, Issue 2, February 2011, Pages 474-480
16	Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations	Minori Uchimiya, K. Thomas Klasson, Lynda H. Wartelle, Isabel M. Lima	2011	Chemosphere, Volume 82, Issue 10, March 2011, Pages 1431-1437
17	Preparation and rheology of biochar, lignite char and coal slurry fuels	Chen, R., Wilson, M. and Leong, Y.K.	2011	Fuel , v.90 no.4, pp.1689 - 1695
18	Charcoal addition to soils in NE England: A carbon sink with environmental co-benefits?	Bell, M.J. ; Worrall, F.	2011	The Science of the total environment , v.409 no.9 , pp.1704 - 1714
19	Residues of bioenergy production chains as soil amendments: Immediate and temporal phytotoxicity	Gell, K. ; van Groenigen, J. ; Cayuela, M.L.	2011	Journal of hazardous materials , v.186 no.2/3 , pp.2017 - 2025 ,
20	Terra Preta Australis: Reassessing the carbon storage capacity of temperate soils	Downie, A.E. ; Van Zwieten, L. ; Smernik, R.J.	2011	Agriculture, ecosystems & environment , v.140 no.1/2 , pp.137 - 147
21	A bubbling fluidized bed solar reactor model of biomass char high temperature steam-only gasification	Gordillo, E.D. ; Belghit, A.	2011	Fuel processing technology , v.92 no.3 , pp.314 - 321 ,
22	Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil	Bruun, E.W. ; Hauggaard-Nielsen, H. ; Ibrahim, N.	2011	Biomass & bioenergy , v.35 no.3 , pp.1182 - 1189 ,
23	Sorption and ecotoxicity of pentachlorophenol polluted sediment amended with rice-straw derived biochar	Lou, L. ; Wu, B. ; Wang, L.	2011	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies , v.102 no.5 , pp.4036 - 4041 ,
24	Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services	Powlson, D.S. ; Gregory, P.J. ; Whalley, W.R.	2011	Food policy , v.36 suppl.1 , pp.S72 - S87 ,
25	Effects of biochar and the earthworm <i>Eisenia fetida</i> on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and potentially toxic elements	Gomez-Eyles, J.L. ; Sizmur, T. ; Collins, C.D.	2011	Environmental pollution , v.159 no.2 , pp.616 - 622
26	Development of Biochar-based Catalyst for Transesterification of Canola Oil	Yu, Joyleene T. ; Dehkhoda, Amir Mehdi ; Ellis, Naoko	2011	Energy & fuels : an American Chemical Society journal , v.25 no.1 , pp.337 - 344 ,
27	The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar	Beesley, L. ; Marmiroli, M.	2011	Environmental pollution , v.159 no.2 , pp.474 - 480 ,
28	'Formiguers', a historical system of soil fertilization (and biochar production?)	Olarieta, J.R. ; Padro, R. ; Masip, G.	2011	Agriculture, ecosystems & environment , v.140 no.1/2 , pp.27 - 33 ,

(계속)

29	Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal root colonisation, growth and nutrition of wheat	Solaiman, Z.M. ; Blackwell, P. ; Abbott, L.K.	2011	Asia-Pacific biochar conference , 2010 , pp.546 - 554 ,
30	Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality	Chen, Y. ; Shinogi, Y. ; Taira, M.	2011	Asia-Pacific biochar conference , 2010 , pp.526 - 530 ,
31	Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar	Hossain, M.K. ; Strezov, V. ; Chan, K.Y.	2011	Journal of environmental management , v.92 no.1 , pp.223 - 228 ,
32	Biochar addition to agricultural soil increased CH ₄ uptake and water holding capacity - Results from a short-term pilot field study	Karhu, K. ; Mattila, T. ; Bergstrom, I.	2011	Karhu, K. ; Mattila, T. ; Bergstrom, I.
33	Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization	Bailey, V.L. ; Fansler, S.J. ; Smith, J.L.	2011	Soil biology & biochemistry , v.43 no.2 , pp.296 - 301 ,
34	Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 2. Copper desorption isotherms	Uchimiya, M. ; Klasson, K.T. ; Wartelle, L.H.	2011	Chemosphere , v.82 no.10 , pp.1438 - 1447 ,
35	Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China	Peng, X. ; Ye, L.L. ; Wang, C.H.	2011	Peng, X. ; Ye, L.L. ; Wang, C.H.
36	A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate	Chen, B. ; Chen, Z. ; Lv, S.	2011	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies , v.102 no.2 , pp.716 - 723 ,
37	Algal biochar - production and properties	Bird, M.I. ; Wurster, C.M. ; de Paula Silva, P.H.	2011	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies , v.102 no.2 , pp.1886 - 1891 ,
38	Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations	Uchimiya, M. ; Klasson, K.T. ; Wartelle, L.H.	2011	Chemosphere , v.82 no.10 , pp.1431 - 1437
39	The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures	Yuan, J.H. ; Xu, R.K. ; Zhang, H.	2011	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies , v.102 no.3 , pp.3488 - 3497 ,
40	Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil	David A. Laird, Pierce Fleming, Dedrick D. Davis, Robert Horton, Baiqun Wang, Douglas L. Karlen	2010	Geoderma, Volume 158, Issues 3-4, 15 September 2010, Pages 443-449
41	Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China	Afeng Zhang, Liqiang Cui, Gengxing Pan, Lianqing Li, Qaiser Hussain, Xuhui Zhang, Jinwei Zheng, David Crowley	2010	Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 139, Issue 4, 15 December 2010, Pages 469-475

(계속)

42	Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil	David Laird, Pierce Fleming, Baiqun Wang, Robert Horton, Douglas Karlen	2010	Geoderma, Volume 158, Issues 3-4, 15 September 2010, Pages 436-442
43	Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China	Afeng Zhang, Liqiang Cui, Gengxing Pan, Liangqing Li, Qaiser Hussain, Xuhui Zhang, Jinwei Zheng, David Crowley	2010	Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 139, Issue 4, 15 December 2010, Pages 469-475
44	Biochar in agriculture - prospects and related implications	Jha, P. ; Biswas, A.K. ; Lakaria, B.L.	2010	Applied soil ecology : a section of Agriculture, Ecosystems & Environment , v.46 no.3 , pp.450 - 456 ,
45	Contaminant immobilization and nutrient release by biochar soil amendment: Roles of natural organic matter	Minori Uchimiya, Isabel M. Lima, K. Thomas Klasson, Lynda H. Wartelle	2010	Chemosphere, Volume 80, Issue 8, August 2010, Pages 935-940
46	Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil	Laird, D. ; Fleming, P. ; Wang, B.	2010	Geoderma , v.158 no.3/4 , pp.436 - 442 ,
47	Microbial services and their management: Recent progresses in soil bioremediation technology	Beatriz C.M. Guimarães, Jan B.A. Arends, David van der Ha, Tom Van de Wiele, Nico Boon, Willy Verstraete	2010	Applied Soil Ecology, Volume 46, Issue 2, October 2010, Pages 157-167
48	Biochar: maximising the benefits	Maraseni, T. N	2010	The International journal of environmental studies , v.67 no.3 , pp.319 - 327 ,
49	The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: a review	Kookana, R.S.	2010	Australian journal of soil research , v.48 no.6/7 , pp.627 - 637 ,
50	Influence of Pecan Biochar on Physical Properties of a Norfolk Loamy Sand	Busscher, Warren J. ; Novak, Jeff M. ; Evans, Dean E.	2010	Soil science , v.175 no.1 , pp.10 - 14 ,
51	Sorption properties of greenwaste biochar for two triazine pesticides	Zheng, W. ; Guo, M. ; Chow, T.	2010	Journal of hazardous materials , v.181 no.1/3 , pp.121 - 126 ,
52	Influence of Biochars on Plant Uptake and Dissipation of Two Pesticides in an Agricultural Soil	Yang, Xiao-Bing ; Ying, Guang-Guo ; Peng, Ping-An	2010	Journal of agricultural and food chemistry , v.58 no.13 , pp.7915 - 7921 ,
53	Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and leaching in soil	Jones, D.L. ; Edwards-Jones, G. ; Murphy, D.V.		Soil biology & biochemistry , v.43 no.4 , pp.804 - 813
54	Biomass burning, humans and climate change in Southeast Asia	Taylor, David		Biodiversity and conservation , v.19 no.4 , pp.1025 - 1042
55	Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil	Xiang-Yang Yu, Guang-Guo Ying, Rai S. Kookana	2009	Chemosphere, Volume 76, Issue 5, July 2009, Pages 665-671
56	Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass	Zhengang Liu, Fu-Shen Zhang	2009	Journal of Hazardous Materials, Volume 167, Issues 1-3, 15 August 2009, Pages 933-939

<인공습지 개발>

	Document (sort by relevance)	Author(s)	Year	Source Title
1	Criteria for determining alternative plants to improve the resource recovery efficiency in constructed wetlands	Chiarawatchai, N., Heers, M., Otterpohl, R.	2008	<i>Water Science and Technology</i> 58 (8), pp. 1665-1670
2	Reduction of pharmaceutically active compounds by a lagoon wetland wastewater treatment system in Southeast Louisiana	Conkle, J.L., White, J.R., Metcalfe, C.D.	2008	<i>Chemosphere</i> 73 (11), pp. 1741-1748
3	New frontiers for sustainability: Emergy evaluation of an eco-village	Siracusa, G., La Rosa, A.D., Palma, P., La Mola, E.	2008	<i>Environment, Development and Sustainability</i> 10 (6), pp. 845-855
4	Small scale recirculating vertical flow constructed wetland (RVFCW) for the treatment and reuse of wastewater	Gross, A., Sklarz, M.Y., Yakirevich, A., Soares, M.I.M.	2008	<i>Water Science and Technology</i> 58 (2), pp. 487-494
5	Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations	Dusek, J., Picek, T., Cizkova, H.	2008	<i>Ecological Engineering</i> 34 (3), pp. 223-232
6	Transformation and removal of nitrogen in reactive bed filter materials designed for on-site wastewater treatment	Renman, A., Hylander, L.D., Renman, G.	2008	<i>Ecological Engineering</i> 34 (3), pp. 207-214
7	Variations among 19 wetland plant species in the uptake and tolerance of Cd, Pb and Zn from metal polluted water	Liu, J., Shao, W., Xu, J.	2008	<i>2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, iCBBE 2008</i> , art. no. 4535916, pp. 2817-2820
8	Particulate phosphorus transformations in south Florida stormwater treatment areas used for Everglades protection	Dierberg, F.E., DeBusk, T.A.	2008	<i>Ecological Engineering</i> 34 (2), pp. 100-115
9	Seasonal variation in accurate identification of <i>Escherichia coli</i> within a constructed wetland receiving tertiary-treated municipal effluent	McLain, J.E.T., Williams, C.F.	2008	<i>Water Research</i> 42 (15), pp. 4041-4048
10	Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: Monitoring results	Meers, E., Tack, F.M.G., Tolpe, I., Michels, E.	2008	<i>Water, Air, and Soil Pollution</i> 193 (1-4), pp. 15-24
11	Application of an SMBR-IVCW system to treat high concentration integrated wastewater	Xiao, E., Liang, W., He, F., Cheng, S., Wu, Z.	2008	<i>Huanjing Kexue Xuebao / Acta Scientiae Circumstantiae</i> 28 (9), pp. 1785-1792
12	Perfluorochemicals in water reuse	Plumlee, M.H., Larabee, J., Reinhard, M.	2008	<i>Chemosphere</i> 72 (10), pp. 1541-1547
13	Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain	Mollada, P., Blanco, I., Ansola, G., de Luis, E.	2008	<i>Ecological Engineering</i> 33 (3-4), pp. 252-257
14	Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater by constructed wetlands	Ayaz, S.C.	2008	<i>Desalination</i> 226 (1-3), pp. 249-255
15	Phosphorus elimination of reclaimed water by different kinds of constructed wetlands	Li, Z., Zhou, L., Huang, Z.	2008	<i>Water Science and Technology: Water Supply</i> 8 (1), pp. 63-67
16	Microbial challenge-testing of treatment processes for quantifying stormwater recycling risks and management	Davies, C.M., Mitchell, V.G., Petterson, S.M., Taylor, G.D., Lewis, J., Kaucner, C., Ashbolt, N.J.	2008	<i>Water Science and Technology</i> 57 (6), pp. 843-847
17	Constructed wetlands for urban grey water recycling	Frazer-Williams, R., Avery, L., Winward, G., Jeffrey, P., Shirley-Smith, C., Liu, S., Memon, F.A., Jefferson, B.	2008	<i>International Journal of Environment and Pollution</i> 33 (1), pp. 93-109
18	Sustainable wastewater management in developing countries: Are constructed wetlands a feasible approach for wastewater reuse	Lofrano, G., Meric, S., Belgiorno, V.	2008	<i>International Journal of Environment and Pollution</i> 33 (1), pp. 82-92

(계속)

19	Constructed wetland systems for efficient and effective treatment of contaminated waters for reuse	Rodgers Jr., J.H., Castle, J.W.	2008	<i>Environmental Geosciences</i> 15 (1 PART 1), pp. 1-8
20	A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse	Winward, G.P., Avery, L.M., Frazer-Williams, R., Pidou, M., Jeffrey, P., Stephenson, T., Jefferson, B.	2008	<i>Ecological Engineering</i> 32 (2), pp. 187-197
21	Constructed wetlands for grey water treatment	Avery, L.M., Frazer-Williams, R.A.D., Winward, G., Shirley-Smith, C., Liu, S., Memon, F.A., Jefferson, B.	2007	<i>Ecohydrology and Hydrobiology</i> 7 (3-4), pp. 191-200
22	PV-powered biological wastewater treatment for urban & rural applications	Close, J., Ip, J., Leung, K.M.Y., Bao, V.W.W., Lam, K.-H.	2007	<i>Conference Record of the 2006 IEEE 4th World Conference on Photovoltaic Energy Conversion, WCPEC-4 2</i> , art. no. 4060146, pp. 2339-2342
23	Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe	Schroder, P., Navarro-Avino, J., Azaizeh, H., Goldhirsh, A.G., DiGregorio, S., Komives, T., Langergraber, G., (...), Wissing, F.	2007	<i>Environmental Science and Pollution Research</i> 14 (7), pp. 490-497
24	Hydroponic plate/fabric/grass system for treatment of aquacultural wastewater	Pan, J., Sun, H., Nduwimana, A., Wang, Y., Zhou, G., Ying, Y., Zhang, R.	2007	<i>Aquacultural Engineering</i> 37 (3), pp. 266-273
25	Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation	Masi, F., Martinuzzi, N.	2007	<i>Desalination</i> 215 (1-3), pp. 44-55
26	Interaction of oxygen concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment	Wozniak, R., Dittmer, U., Welker, A.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (3), pp. 31-38
27	Subsurface constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in agriculture: Five years of experiences in Sicily, Italy	Cirelli, G.L., Consoli, S., Di Grande, V., Milani, M., Toscano, A.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (3), pp. 183-191
28	Potential nitrification and denitrification and the corresponding composition of the bacterial communities in a compact constructed wetland treating landfill leachates	Sundberg, C., Tonderski, K., Lindgren, P.E.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (3), pp. 159-166
29	The removal of pathogens in surface-flow constructed wetlands and its implications for water reuse	Ghermandi, A., Bixio, D., Traverso, P., Cersosimo, I., Thoeve, C.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (3), pp. 207-216
30	Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands	Brix, H., Koottatep, T., Laugesen, C.H.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (3), pp. 69-74
31	Evaluation of constructed wetlands by wastewater purification ability and greenhouse gas emissions	Gui, P., Inamori, R., Matsumura, M., Inamori, Y.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (3), pp. 49-55
32	Winery wastewater treatment by constructed wetlands and the use of treated wastewater for cash crop production	Mulidzi, A.R.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 56 (2), pp. 103-109
33	Constructed wetlands: The ugly duckling of water recycling?	Ghermandi, A., Bixio, D., Traverso, P.	2007	<i>Water</i> 21 (AUG.), pp. 49-51
34	The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse	Ghermandi, A., Bixio, D., Thoeve, C.	2007	<i>Science of the Total Environment</i> 380 (1-3), pp. 247-258

(계속)

35	Quality of reclaimed waters: a public health need for source tracking of wastewater-derived protozoan enteropathogens in engineered wetlands	Graczyk, T.K., Lucy, F.E.	2007	<i>Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene</i> 101 (6), pp. 532-533
36	Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): A solution for small communities	Huertas, E., Folch, M., Salgot, M.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 55 (7), pp. 143-148
37	Waste stabilization ponds and rock filters: Solutions for small communities	Mara, D.D., Johnson, M.L.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 55 (7), pp. 103-107
38	Low technology systems for wastewater treatment: Perspectives	Brissaud, F.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 55 (7), pp. 1-9
39	The use of recycled aggregate in concrete in Hong Kong	Poon, C.S., Chan, D.	2007	<i>Resources, Conservation and Recycling</i> 50 (3), pp. 293-305
40	Effect of effluent recycling on nitrogen transition in ecology filter	Liu, S.Y., Ma, F.	2007	<i>Huanjing Kexue/Environmental Science</i> 28 (5), pp. 1006-1010
41	Feasibility of a constructed wetland and wastewater stabilisation pond system as a sewage reclamation system for agricultural reuse in a decentralised rural area	Ham, J.H., Yoon, C.G., Jeon, J.H., Kim, H.C.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 55 (1-2), pp. 503-511
42	Reuse of a dyehouse effluent after being treated with the combined catalytic wet peroxide oxidation process and the aerated constructed wetland	Lee, D.K., Kim, S.C., Yoon, J.-H.	2007	<i>Water Science and Technology</i> 55 (1-2), pp. 407-415
43	Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)-a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households	Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., Raveh, E.	2007	<i>Chemosphere</i> 66 (5), pp. 916-923
44	Cycled wetland reflooding for enhanced removal efficiency	Ayaz, S.C., Tuncsper, B., Akca, L.	2006	<i>Fresenius Environmental Bulletin</i> 15 (11), pp. 1427-1433
45	Integrated faecal sludge treatment and recycling through constructed wetlands and sunflower plant irrigation	Koottatep, T., Polprasert, C., Hadsoi, S.	2006	<i>Water Science and Technology</i> 54 (11-12), pp. 155-164
46	Effects of effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater	He, L.S., Liu, H.L., Xi, B.D., Zhu, Y.B.	2006	<i>Water Science and Technology</i> 54 (11-12), pp. 137-146
47	Performance of a constructed wetland-pond system for treatment and reuse of wastewater from campus buildings	Ou, W.S., Lin, Y.F., Jing, S.R., Lin, H.T.	2006	<i>Water Environment Research</i> 78 (12), pp. 2369-2376
48	Cultural preferences in designing ecological sanitation systems in North West Frontier Province, Pakistan	Nawab, B., Nyborg, I.L.P., Esser, K.B., Jenssen, P.D.	2006	<i>Journal of Environmental Psychology</i> 26 (3), pp. 236-246
49	Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation using the emergy analysis	Siracusa, G., La Rosa, A.D.	2006	<i>Ecological Modelling</i> 197 (3-4), pp. 490-497
50	Nitrogen removal in a small constructed wetland: An isotope mass balance approach	Reinhardt, M., Muller, B., Gachter, R., Wehrli, B.	2006	<i>Environmental Science and Technology</i> 40 (10), pp. 3313-3319
51	Treatment of recycled carrot washing water	Kern, J., Reimann, W., Schluter, O.	2006	<i>Environmental Technology</i> 27 (4), pp. 459-466
52	Growing a commercial organics composting company	Brooks, D.	2006	<i>BioCycle</i> 47 (1), pp. 20-21

(계속)

53	Recycling effects on TN and TP mass removal rates in a full-scale subsurface flow constructed wetland	Reese, S.C.	2005	<i>World Water Congress 2005: Impacts of Global Climate Change - Proceedings of the 2005 World Water and Environmental Resources Congress</i> , pp. 388
54	Site savvy	Hufnagel, K.R.	2005	<i>Waste Age</i> 36 (9), pp. 18-20
55	Nitrogen management on reservoir catchments through constructed wetland systems	Tuncsiper, B., Ayaz, S.C., Akca, L., Samsunlu, A.	2005	<i>Water Science and Technology</i> 51 (11), pp. 175-181
56	Performance of a combined eco-system of ponds and constructed wetlands for wastewater reclamation and reuse	Wang, L., Peng, J., Wang, B., Cao, R.	2005	<i>Water Science and Technology</i> 51 (12), pp. 315-323
57	Small scale sanitation technologies	Green, W., Ho, G.	2005	<i>Water Science and Technology</i> 51 (10), pp. 29-38
58	Treatments of oil-refinery and steel-mill wastewaters by mesocosm constructed wetland systems	Yang, L., Hu, C.C.	2005	<i>Water Science and Technology</i> 51 (9), pp. 157-164
59	Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden: Nitrogen and phosphorus removal	Andersson, J.L., Bastviken, S.K., Tonderski, K.S.	2005	<i>Water Science and Technology</i> 51 (9), pp. 39-46
60	Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland	Dong, C.S., Ju, S.C., Hong, J.L., Jong, S.H.	2005	<i>Water Research</i> 39 (11), pp. 2445-2457
61	Occurrence of pathogenic free-living amoebae and bacterial indicators in a constructed wetland treating domestic wastewater from a single household	Ramirez, E., Robles, E., Bonilla, P., Sainz, G., Lopez, M., De La Cerda, J.M., Warren, A.	2005	<i>Engineering in Life Sciences</i> 5 (3), pp. 253-258
62	Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands	Arias, C.A., Brix, H., Marti, E.	2005	<i>Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering</i> 40 (6-7), pp. 1431-1443
63	Multi-stage ponds-wetlands ecosystem for effective wastewater treatment	Peng, J.F., Wang, B.Z., Wang, L.	2005	<i>Journal of Zhejiang University: Science</i> 6 B (5), pp. 346-352
64	Applicability of a septic tank/engineered wetland coupled system in the treatment and recycling of wastewater from a small community	Mbuligwe, S.E.	2005	<i>Environmental Management</i> 35 (1), pp. 99-108
65	Olive mill wastewater treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow (SSF-h) constructed wetland	Del Bubba, M., Checchini, L., Pifferi, C., Zanieri, L., Lepri, L.	2004	<i>Annali di Chimica</i> 94 (12), pp. 875-887
66	Pilot plant study for one year: Water quality management and algal control of sustainable urban stormwater ponds	Scholz, M.	2004	<i>International Journal of Water</i> 2 (4), pp. 312-330
67	Sustainable reclamation of landfill sites	Bulc, T., Ferfila, N., Vrhovsek, D.	2004	<i>Management of Environmental Quality</i> 15 (1), pp. 55-61
68	Agricultural reuse of the secondary effluent polished by an algal pond system coupled with constructed wetland	Kim, Y., Lee, D.R., Giokas, D.	2004	<i>Water Science and Technology</i> 50 (6), pp. 79-86
69	Nitrogen removal in constructed wetland treating wastewater from the seafood industry	Puetpaiboon, U., Yirong, C.	2004	<i>Environmental Studies</i> 10, pp.191-196
70	Semi-intensive treatment plants for wastewater reuse in irrigation	Juanico, M., Milstein, A.	2004	<i>Water Science and Technology</i> 50 (2), pp. 55-60
71	Low salt petroleum produced water reuse: A farming alternative outside the food chain	Rambeau, O., Morales de Lafond, R., Baldoni, P., Gosselin, J.P., Baccou, J.C.	2004	<i>Water Science and Technology</i> 50 (2), pp. 139-147
72	The reuse of treated wastewater for agricultural purposes in Nicaragua; Central America	Platzer, M., Caceres, V., Fong, N.	2004	<i>Water Science and Technology</i> 50 (2), pp. 293-300

<활성탄을 이용한 수처리>

	Document (sort by relevance)	Author(s)	Year	Source Title
1	Water Quality Improvement of Stagnant Water using an Upflow Activated Carbon Biofilm Process and Microbial Community Analysis	Yu-Mi Oh, Jae-Ho Lee, Jeung-Jin Park	2010	대한환경공학회지, Vol.32, No.1 pp.1191~1200
2	A Study on the Development of Activated Carbon from Sewage Sludge	Taek-Ryong Lee, Chan-Kyo Chung, Young-Cheon Joe	2009	Clean Technology, Vol.15, No., March 2009, pp.3~37
3	A Kinetic Study on the Ammonia Nitrogen Adsorption by Physical Characteristics of Activated Carbon	Jeong-Beem Seo, Joon-Won Kang, Ik-Soo Lee	2008	Journal of Korean Society on Water Quality, Vol.24, No.3, pp.31~316
4	Characterization of Organic Matters Removed by Biological Activated Carbon	Woo-Hang Kim, Okada Mitsumasa	2007	Journal of the Environmental Sciences
5	A laboratory study for the treatment of arsenic, iron, and manganese bearing ground water using Fe ³⁺ impregnated activated carbon Effects of shaking time, pH and temperature	Prasenjit Mondal, Chandrajit Balomajumder ., Bikash Mohanty	2006	journal of Hazardous Materials
6	Interaction of adsorption and catalytic reactions in water decontamination processes - Part I. Oxidation of organic contaminants with hydrogen peroxide catalyzed by activated carbon	Anett Georgi, Frank-Dieter Kopinke	2005	Applied Catalysis
7	Improving Water Quality and Bacterial Characteristics during Water Treatment Process Using Biological Activated Carbons on Downstream of the Nakdong River	Hong-Ki park, Young-Sin Na, Chong-Mun Chung, Dong-Choon Ryu, Sang-Joon Lee	2001	Journal of the Korean Environmental Sciences Society 10(2), 105~111
8	Activated carbon filter treatment of laundry waste water in nuclear power plants and filter recovery by heating in vacuum	Toshiaki Matsuo, Takashi Nishi	1999	CARBON
9	Removal of bromate ion from water using granular activated carbon	M. L. BAO, O. GRIFFINI, D. SANTIANNI, K. BARBIERI, D. BURRINI, F. PANTANI	1999	PERGAMON
10	Thermal water treatment with granular activated carbon	Marjana Simonic, Vojko Ozim	1998	Journal of Hazardous Materials 60(1998)205-210
11	The Adsorption Removal Characteristics of Trace Organic By-Products in Disinfection of Drinking Water by Biological Activated Carbon(BAC)	Chi-Sang Ok, Jung-Ah Kim, Ki-Chul Bae	1992	Journal of the Environmental Sciences 1 (1) pp.53~68

<charcoal을 이용한 수처리>

	Document (sort by relevance)	Author(s)	Year	Source Title
1	Preparation of biological activated bamboo charcoal and its use to remove quinoline from waste water	Zhu, L.s., Huang, Z.h., Wen, D.h	2011	CARBON No.49 pp.1806~1809
2	Analysis of Functional Characteristics of the Commercial Wood Charcoal in Korea	Dog-Young Lee, Byung-Ro Kim	2010	Mokchae Kong hak 38 (6) pp.480~489
3	Adsorptive removal of chloramphenicol from wastewater by NaOH modified bamboo charcoal	Ye Fan, Bin Wang, Songhu Yuan, Xiaohui Wu, Jing Chen, Linling Wang	2010	Bioresource Technology 101 (2010) 7661 - 664
4	Biofiltration of toluene using wood charcoal as the biofilter media	Kiran singh, B.N. Rai, S.N. Upadhyay	2010	Bioresource Technology 101, pp.3947~3951
5	Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting	Ying-Xu Chen, Xiang-Dong Huang, Zhi-Ying Han, Xiao Huang, Bin Hub, De-Zhi Shi, Wei-Xiang Wu	2009	Contents lists available at ScienceDirect Chemosphere
6	Sorption potential of impregnated charcoal for removal of heavy metals from phosphoric acid	E.A. EL-Sofany, W.F. Zather, H.F. Aly	2009	Journal of Hazzardous Materials Wol.165, pp.623~629
7	Removal of mercury(II) from wastewater using camel bone charcoal	Saad S.M. Hassan ., Nasser S. Awwad b, Awaad H.A. Aboterika a	2008	Journal of Hazardous Materials 154 pp.992~997
8	Adsorption of Cadmium Ion by Wood Chacoal Prepared with Red oak	Tae-Si Jo, Oh-Kyu Lee	2008	Mok Kong Hak 364(3) pp.93~100
9	Effects of manufacturing conditions on the adsorption capacity of heavy metal ions by Makino bamboo charcoal	Song-Yung Wang, Ming-Hsiu Tsai, Sheng-Fong Lo, Ming-Jer Tsai	2008	Bioresource Technology 99, pp.7027~7033
10	Removal of phenols from water environment by activated carbon, bagasse ash and wood charcoal	Mukherjee, S., Kumar, S., Misra, A.K.	2007	Chemical engineering journal , v.129 no.1/3 , pp.133 - 142
11	Adsorption of dyes from aqueous solutions on activated charcoal	Iqbal, M.J., Ashiq, M.N	2007	Journal of hazardous materials , v.139 no.1 , pp.57 - 66
12	Effect of Heavy Metals on the Sorption of Hydrophobic Organic Compounds to Wood Charcoal	Chen, J., Zhu, D., Sun, C.	2007	Environmental science & technology , v.41 no.7 , pp.2536 - 2541
13	Adsorption of chromium from aqueous solution by activated alumina and activated charcoal	Mor, S., Ravindra, K., Bishnoi, N.R.	2007	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies , v.98 no.4 , pp.954 - 957
14	Ammonia Adsorption on Bamboo Charcoal with Acid Treatment	Asada, T., Ohkubo, T., Kawata, K.	2006	Journal of health science , v.52 no.5 , pp.585 - 589

(계속)

15	Activated Charcoal Revisited	Pierre Gaudreault	2005	Clinical Pediatric Emergency Medicinr
16	Removal of nitrate-nitrogen from drinking water usingbamboo powder charcoal	Kei Mizuta, Toshitatsu Matsumoto, Yasuo Hatate, Keiichi Nishihara, Tomoki Nakanishi	2004	Bioresource Technology 95 (2004) 255 - 57
17	A Study on the Chemical Composition and Structure of Sludge, Compost and Charcoal	Kie-Pyo Lim, Seong-Gon Wi	2003	Journal of Korean TAPPI Vol.35, NO.1
18	SORPTION OF Cu AND Zn BY BONE CHARCOAL	J.A. WILSON, I.D. PULFORD, S. THOMAS	2003	Environmental Geochemistry and Health 25 : 51 - 6, 2003
19	The Study of membrane Fouling Reduction and Organic Substance Removal Efficiency with Use of the Biodegradation, Activated Charcoal Absorption for Drinking Water Treatment	Kazue Shibata	2001	The Membrane Society of Korea Work Shop Presentation
20	Chemical and microbiological characterization of drinking water after filtration with a domestic-size charcoal column and ultraviolet sterilization	Nicola Serpieri, Gloriano Moneti, Giuseppe Pieraccini, Rosa Donati, Elena Mariottini, Piero Dolara	2000	Urban Water 2 (2000) 13±20
21	A Study on H ₂ S / NH ₃ Odor Removal Using Wood - charcoal	Sang-jin Park, Jung-seok Seo	2000	Journal Korean Solid Wastes Engineering Society Vol.17, No.3, pp.243~251
22	Articles / The removal of dissolved rganic carbon and ammonia with the BAC processes by wood base and coal base activated carbon	Yong-Tae Kang, Kyung-Duck Park, hee Cheon Yang, Duk-Jin Kim	1999	Journal of Korea Technological Society of Water Waste treatment Vol/7, No.1, pp.3~9
23	A Study on Sludge dewaterability of municipal sewage using Charcoal	Myung Ho Kim, Choon Nam Koh, Chan Ho Yoon, Jung Jun Lee	1999	Journal Korea Society of Environmental Administration, Vol.5, No.2, pp.401~407,
24	Utilization of Coal Ash and Charcoal for Purifying, Some Groundwater Pollution	Keinosuke Gotoh	1997	THE 4 TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON LANDFILL , LEACHATE AND GROUNDWATER POLLUTION CONTROL, pp.85~90

<토양개량제>

	Document (sort by relevance)	Author(s)	Year	Source Title
1	Modeling spatial uncertainty of heavy metal content in soil by conditional Latin hypercube sampling and geostatistical simulation	Lin, Y. P., Chu, H. J., Huang, Y. L.	2011	Environmental earth sciences , v.62 no.2 , pp.299 - 311 ,
2	Residues of bioenergy production chains as soil amendments: Immediate and temporal phytotoxicity	Gell, K., van Groenigen, J., Cayuela, M.L.	2011	Agriculture, ecosystems & environment , v.140 no.1/2 , pp.137 - 147 ,
3	Terra Preta Australis: Reassessing the carbon storage capacity of temperate soils	Downie, A.E., Van Zwieten, L., Smernik, R.J.	2011	Agriculture, ecosystems & environment , v.140 no.1/2 , pp.137 - 147 ,
4	Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization	Bailey, V.L., Fansler, S.J., Smith, J.L.	2011	Soil biology & biochemistry , v.43 no.2 , pp.296 - 301 ,
5	Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 2. Copper desorption isotherms	Uchimiya, M., Klasson, K.T., Wartelle, L.H.	2011	Chemosphere , v.82 no.10 , pp.1438 - 1447
6	Carbon and trace element fluxes in the pore water of an urban soil following greenwaste compost, woody and biochar amendments, inoculated with the earthworm <i>Lumbricus terrestris</i>	Beesley, L., Dickinson, N.	2011	Soil biology & biochemistry , v.43 no.1 , pp.188 - 196 ,
7	Characterization of Biochars Produced from Cornstovers for Soil Amendment	Lee, James W., Kidder, Michelle, Evans, Barbara R.	2010	Environmental science & technology , v.44 no.20 , pp.7970 - 7974
8	Assessing and mapping topsoil organic carbon stock at regional scale: A scorpan kriging approach conditional on soil map delineations and land use	Ungaro, F., Staffilani, F., Tarocco, P.	2010	Land degradation & development , v.21 no.6 , pp.565 - 581
9	Radiological Impact Associated to the Use of a NORM Material as a Soil Conditioner in Brazilian Agriculture - 10009	Jacomino V.M., Siqueira M.C., Dias F.	2010	Annual radioactive waste management symposium 2010 , pp.2504 - 2516
10	Cocomposting with and without <i>Eiseniafetida</i> for conversion of toxic paper mill sludge to a soil conditioner	Kaur A., Singh J., Vig A.P.	2010	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies v.101 no.21 , pp.8192 - 8198
11	Information on the phosphorus-based soil conditioner granules used in organic farming	Jacomino V.M., Siqueira M.C., Dias F.	2010	Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research v.62 no.6 , pp.1416 - 1423 ,
12	Biofunctional characteristics of lignite fly ash modified by humates: a new soil conditioner.	Chassapis Konstantinos, Rouliia Maria, Vrettou Evangelia	2010	Bioinorganic chemistry and applications v.2010 , pp.457-469
13	Enhancement of Growth and Yield of Barley by the Soil Conditioner FFC-ace	Il-Hwa Hong, Tae-Eog Kwon, Seung-Keun Lee	2009	Experimental and toxicologic pathology : official journal of the Gesellschaft für Toxikologische Pathologie 2009

(계속)

14	Biological and chemical effect of soil conditioner- lignite humic acid on sunflower (<i>Helianthus annuus</i> L.) plant growth and fatty acid constituents	Nasir S., Nelofar A., Ashraf M.	2009	International journal of biology and biotechnology v.6 no.3 , pp.163 - 168
15	Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review	Pathak A., Dastidar M.G., Sreekrishnan T.R.	2009	Journal of environmental management v.90 no.8 , pp.2343 - 2353
16	Evaluation of Greek low-rank coals as potential raw material for the production of soil amendments and organic fertilizers	Giannouli A., Kalaitzidis S., Siavalas G.	2009	International journal of coal geology v.77 no.3/4 , pp.383 - 393
17	Characteristics of composted bio-toilet residue and its potential use as a soil conditioner	Triastuti J., Sintawardani N., Irie M.	2009	Indonesian journal of agricultural science v.10 no.2 , pp.73 - 79
18	The possibility of green tuff (Toward stone) on the soil conditioner material	Ge Yuan, Chen Chengrong, Xu Zhihong	2008	Horticultural research v.7 suppl.1 , pp.371 - 371
19	Effect of Soil Conditioner CLS on Improving Alkali Soil in Western Jilin Province	GENG Yuhui, LI Wanhui, ZHANG Ge	2008	Journal of Jilin Agricultural University v.30 no.1 , pp.56 - 58
20	Contrasting effects of municipal compost on alfalfa growth in clay and in sandy soils: N, P, K, content and heavy metal toxicity	Mbarki S., Labidi N., Mahmoudi H.	2008	Bioresource technology : biomass, bioenergy, biowastes, conversion technologies, biotransformations, production technologies v.99 no.15 , pp.6745 - 6750
21	A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture	Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R.	2008	Agriculture, ecosystems & environment v.123 no.1/3 , pp.1 - 14
22	Proteome analysis of greenhouse-cultured lettuce with the natural soil mineral conditioner illite	Choi J. S. Cho S. W., Kim T. S.	2008	World congress of soil science; Functional microbial ecology: molecular approaches to microbial ecology and microbial habitats 2008 , pp.1370 - 1378
23	Effect of Soil Conditioner ORYKTA on Rice Growth and Yields	Shengqun L.	2007	Journal of Anhui agricultural sciences v.35 no.26 = no.207 , pp.8290 -
24	Use of Anaerobic Stabilized Sludge from Sugar Factory as a Soil Conditioner and a Fertilizer	ja M., Dalmacija B., Agbaba J.	2007	European biomass conference and exhibition; from research to market deployment 2007 , pp.501 - 507
25	Effect of Tezlien-N7000 soil conditioner on physical and chemical soil properties and barley plant grown in two different soils of Egypt	Ahmed H.K., Fawy H.A.	2007	Alexandria Science Exchange v.28 no.3 , pp.126 - 135
26	Effect of Applying Soil Conditioner "mianshengeng" on No-tillage Rice Stubble Rapeseed	Shijun L.	2007	Journal of Anhui agricultural sciences v.35 no.1 = no.182 , pp.80 -
27	Investigation of Soil Water Availability Influenced by Soil Conditioner	PAN Yinghua, LEI Tingwu, ZHANG Qingwen	2007	Journal of irrigation and drainage v.26 no.5 , pp.63 - 67

(계속)

28	Quantitative Evaluation of Soil Improvement by Using Leaves of Eucalyptus Camaldulensis as a Soil Conditioner	KOMAKI Eri, UMEZAWA Youhei, KATO Shigeru	2006	International conference on the biogeochemistry of trace elements; Coal combustion byproducts and environmental issues 2006 , pp.202 - 215
29	Characterization of the Coal Derived Humic Acids from Mukah, Sarawak as Soil Conditioner	Seng S.S., Chong W.N., Asing J.	2006	Journal of the Brazilian Chemical Society v.17 no.3 , pp.582 - 587
30	Environmental Impact of using actinium (228Ac)-contaminated sludge as soil conditioner and sand substitute	Ló, pez-Pieñ, iro Antonio	2006	Soil science v.171 no.9 , pp.728 - 736
31	Utilization of calcined bauxite as soil conditioner in arid land	HAMANO Hiroyuki, KOJIMA Toshinori	2006	Journal of arid land studies v.16 no.1 , pp.31 - 38
32	Effect of Spring Application of a Paper Mill Soil Conditioner on Corn Yield	Curnoe W.E., Irving D.C., Dow C.B.	2006	Agronomy journal v.98 no.3 , pp.423 - 429
33	Effects of a Food Waste-Based Soil Conditioner On Soil Properties And Plant Growth	Means N.E., Starbuck C.J., Kremer R.J.	2005	Compost science & utilization v.13 no.2 , pp.116 - 121

4. 제품 및 시장 분석

가. 생산 및 시장현황

1) 국내 제품생산 및 시장 현황

○ 농림 바이오매스 발생현황

2008년 우리나라 전체 산림 총 축적은 506,337천 m³이며, 이를 바이오매스로 전환하였을 시 연간 임산 총 바이오매스 생산가능량은 20,340천 톤이며, 바이오매스 발열량은 94,290Tcal이다. 농업부산물의 자원량은 작목별 재배면적과 그 수율로부터 추정할 수 있다. 부산물 수율은 생산성에 영향을 주는 변수, 즉 품종, 기후, 토양 및 시비량 등 지역별 재배 관행과 사용하는 농기계 등에 따라 달라지므로 정확한 수량을 파악하기가 어렵다. 특히 보릿짚 등의 부산물은 주산물인 쌀과 달리 경제적 가치가 낮아 수확 시 기상 상황에 따라 수거를 포기하는 경우가 현실적으로 빈번하게 나타나고 있는 실정이다.

2009년도 작목별 재배면적을 기준으로 농산 부산물 연간 발생량을 추정한 결과 농작물에 있어서는 재배면적이 가장 많은 수도작 부산물인 벃짚과 왕겨가 7,124 천톤/년으로 가장 많고 다음이 과수 전정지로서 1,411 천톤/년이었으며, 보릿짚의 경우 161 천톤/년으로 농업부산물 중 가장 적었다.

Table. 주요 농업부산물 발생량 추정

작목별	재배면적	부산물	단위면적당 발생량 (kg/10a)	연간 발생량 추정치(천톤)
벼	924	벃 짚	653	6,034
		왕 겨	118	1,090
보 리	54	보릿짚	298	161
고구마	41	줄 기	646	265
대 두	82	줄 기	269	221
과 수	81	전정지	1,742	1,411
합 계	1,182		3,726	9,182

[자료: 작목별 재배면적은 농작물 생산통계, 2010, 통계청]

농산 부산물 바이오매스의 에너지 발생량은 이들 바이오매스의 연간발생량과 단위 중량당 발열량을 이용하여 산출할 수 있다. 벃짚, 왕겨, 보릿짚, 및 대두의 줄기 등 농산 바이오매스 단위 중량 (kg)당 열량은 고구마줄기가 4,534 kcal로 가장 높고 벃짚이 3,312 kcal로 가장 낮다.

이들 농산 부산물 바이오매스의 에너지량 (석유환산톤)은 벧짚이 약 1,998천톤으로 가장 많다.

Table. 농산 부산물 바이오매스, 종류별 에너지 발생량

작물별	단위중량당 열량 (kcal kg ⁻¹)	연간 바이오매스 종류별 발생량 (천톤)	바이오매스 에너지량 (톤)
벧짚	3,312	6,034	1,998,461
왕겨	3,433	1,090	374,197
보리짚	3,653	161	58,813
고구마줄기	4,534	265	120,151
대두	4,044	221	89,372

(자료: 농업부문 바이오매스의 이용활성화를 위한 정책 방향과 전략, 2007, 한국농촌경제연구원)

한편, 과수의 경우 단위면적당 열량과 과수 재배면적을 기준으로 전국의 과수 바이오매스 에너지량을 석유환산톤으로 계산한 결과, 사과가 169천톤으로 가장 많고 포도, 배, 복숭아 순이다.

Table. 과수 바이오매스의 에너지 발생

(toe: 석유환산톤)

부산물	단위중량당 열량 (kcal kg ⁻¹)		단위면적당 열량 (kcal m ³)	바이오매스 에너지량	
	건조	함수(율)		재배면적(천ha)	부존량(toe)
사과	4,599	2,933 (32.8)	6,268	27	169,225
배	4,532	2,702 (35.1)	3,811	22	83,840
포도	4,486	3,176 (22.9)	4,743	22	104,344
복숭아	4,601	3,599 (24.1)	2,098	15	31,465

(자료: 농업부문 바이오매스의 이용활성화를 위한 정책 방향과 전략, 2007, 한국농촌경제연구원)

○ 농업부산물 이용현황

농업 부산물 바이오매스는 대부분 원물 또는 가공의 형태로 식용, 사료, 퇴비, 에너지원 등으로 이용되고 있으며, 특히 벧짚은 규산, 칼리, 질소 등이 함유되어 있어 대부분 퇴비로 경지에 환원 (69%)되고 있으며, 그 외 가축용 조사료로 활용 (26%)하거나 외부에 판매 (11%)하는 등 그 가치와 활용도가 다른 농업부산물 바이오매스에 비해 매우 높음. 또한 과수 바이오매스인 전정된 가지는 잔가지의 경우 파쇄하여 퇴비로 사용하며 굵은가지는 원형의 상태로 땔감에 주로 사용하거나 과수원 내에 방치하는 경우도 있다.

Table. 볏짚 이용용도

퇴비이용	사료이용	외부공급	기타	계
59.3	25.1	10.9	4.7	100%

Table. 볏짚 발생량 및 이용 가능량 추정 (2009년)

연간 생산량	수거량	사료 등 타용도	에너지화 이용가능량
6,034천 톤	2,414	2,272	142
(100%)	(40.0%)	(37.6)	(2.4%)

하지만 농업부산물 중 활용도가 높은 볏짚 외에는 대부분의 농업부산물은 그 활용도가 매우 낮은 편으로 특히 보릿짚은 농업부산물 중에서도 활용도가 가장 낮은 것으로 알려져 있다. 보릿짚의 처리는 크게 소각, 토양시용, 논으로부터 제거 후 이용으로 구분할 수 있는데, 보릿짚의 논토양 사용은 논토양으로부터 발생하는 온난화 가스의 배출량을 증가시킬 우려 (Yagi and Minami, 1990; Ko et al., 1996)가 있을 뿐 아니라 이양작업의 불편 및 보릿짚의 부숙에 따른 유기산과 가스발생, 질소기아 현상 (Gotoh and Onikura, 1971) 등에 의한 비 활착지연 등 초기 생육저해를 초래할 수 있으므로 많은 농민들이 이를 기피하여 처리가 빠르고 쉬운 방법인 소각을 시행하는 경우가 많다.

또한, 이들 보릿짚의 소각은 지력유지를 위한 유기물 자원인 보릿짚을 대기로 손실시킬 뿐 아니라 소각 시 발생하는 연기 속에 들어있는 가스성분 및 입자상 물질들이 대기오염을 일으키는 하나의 원인이 되며, 이러한 농업부산물 소각시 CO, Hydrocarbons, NOx 및 SO₂이 발생한다고 보고된 바 있음 (Levin, 1991). 특히 미국 California주는 농업부산물 소각이 대기환경 악화에 미치는 영향을 줄이고자 1992년부터 소각 사전 허가 및 소각비용지불제를 시행하여 농업부산물의 소각을 Smoke Management Guideline에 의하여 엄격하게 규제하고 있는 실정이다.

○ 임업 바이오매스 이용현황

임업 바이오매스는 가공형태에 따라 임산폐기물, 장작, 목재칩, 목재펠릿 등 다양한 에너지원으로 사용되고 있고, 선진국에서는 장작 → 목재칩 → 목재 펠릿으로 이용 형태가 변하고 있다. 임업 폐기물은 가격이 낮으나 발열량이 적고, 재 등의 잔재물 발생이 많아 중소 지역난방이나 대규모 열병합 장치에서 주로 활용하고 있지만 그 이용효율은 낮은 실정이다.

2) 국외 제품생산 및 시장 현황

- 일본에서 발생하는 바이오매스는 석유자원을 제외한 동식물에서 유래한 유기물 자원으로, 태양 에너지를 사용하여 동식물이 생산하는 생명과 태양이 있는 한 재생가능한 자원이며 이를 이용하면서도 대기 중에 이산화탄소를 증가시키지 않는 탄소중립적인 자원으로 정의하고 있다 (일본 농림수산성, 2010, 국산바이오연료신시대).
- 일본의 농업부산물 발생량 및 이용현황은 2010년 현재 약 1,400만 톤이 발생하고 있으며 발생량의 약 55%는 다타미 원료로 사용하고 나머지 30%는 다른 원료를 포함하지 않고 순수하게 퇴비, 사료 및 깔짚 등으로 이용하여 전체의 85%가 활용되고 있다.
- 일본의 가축분뇨 발생량 및 이용현황은 2010년 기준으로 약 8,800만 톤이며 이 중에서 퇴비 등으로 약 90%를 이용하고 있으며, 미이용율은 약 10%를 차지하고 있다. 또한 하수 슬러지의 발생 및 이용현황은 2010년 발생량이 약 7,800만 톤으로서, 건축재제, 퇴비 등으로 약 77%를 이용하고 있으며 약 27%가 미이용 상태이다.
- 제지폐수 (흑액)는 2010년 현재 약 1,400만 톤/년이며 100%를 에너지로 이용하고 있으며, 종이의 경우에는 2010년 현재 2,600만 톤이 발생되고 있으며 이 중에서 소재원료 등으로 약 80%가 이용되고 있으며 미이용율은 약 20%이다. 식품폐기물은 2010년에 약 1,900만톤이 발생하여 그 중에서 퇴비, 사료 등으로 발생량의 약 27%가 이용되고 있으며, 미이용율은 73%에 달하고 있다.
- 제재공장 잔재물은 2010년 현재 340만 톤이 발생하고 있으며, 발생량의 약 95%를 제지원료 및 에너지 등으로 이용하고 있어 미이용율은 불과 5%에 지나지 않는다. 건설발생 목재는 2010년에 약 410만 톤이 발생하고 있으며, 발생량의 약 90%를 멀티리사이클 및 에너지 등으로 이용하고 있다. 임지잔재의 경우에는 2006년 약 800만 톤이 발생하였으며 현재 이용하고 있지 않는 것으로 알려져 있다.
- 본 연구와 관련된 농업부산물의 이용현황을 비교해보면, 일본의 경우 농업부산물 발생량이 연간 약 1,400만톤으로 이 중 85%가 이용되고 있었으나, 우리나라의 경우 농업부산물 총가용잠재량은 연간 571천톤으로 이 중 현재 기술로서 33%정도만 이용이 가능한 실정으로 농업부산물을 효과적으로 자원화 할 수 있는 기술이 개발이 시급한 실정이다.

Table. 일본의 바이오매스 발생 및 이용현황

바이오매스 종류	발생량 (2010년 기준)	이용률	
		현재	2020년 목표
가축배설물	약 8,800만 톤	약 90%	약 90%
하수오니	약 7,800만 톤	약 77%	약 85%
제지폐수	약 1,400만 톤	약 100%	약 100%
종이	약 2,700만 톤	약 80%	약 85%
식품폐기물	약 1,900만 톤	약 27%	약 40%
제제공장 등 잔재	약 340만 톤	약 95%	약 95%
건설발생목재	약 410만 톤	약 90%	약 95%
농작물비식용부	약 1,400만 톤	약 30%	약 45%
		약 85%	약 90%
임지잔재	약 800만 톤	거의 미사용	약 30% 이상

(자료: 일본 농림수산업성 환경바이오매스정책과, 2010)

나. 개발기술의 산업화 방향 및 기대효과

1) 산업화 방향 (제품의 특징, 대상 등)

- 우리나라의 바이오매스 부존잠재량은 임산 (135,200 천톤/년) >> 도시폐기물 (2,675 천톤/년) > 농부산 (2,330 천톤/년) > 축산 (1650 천톤/년) 바이오매스 순으로 이 중 활용가능한 바이오매스 가용 자원량 비율은 임산 (58%) > 도시폐기물 (23%) > 축산폐기물 (14.1) > 농부산 (4.9) 바이오매스로 농업부산물이 활용가능성이 가장 낮음. 특히, 현재 보유한 기술로서 농업부산물의 자원화 비율은 전체 자원화 비율의 3.2%정도로 다른 바이오매스에 비해 매우 낮은 활용도를 보여 이들의 자원화 기술개발이 절실히 요구되고 있는 실정임. 또한 농업부산물 총 가용잠재량은 연간 571천톤으로 이 중 현재 기술로서 33%정도만 이용이 가능한 실정으로 농업부산물을 효과적으로 자원화 할 수 있는 기술이 개발이 시급한 실정임. 또한 임업 폐기물은 가격이 낮으나 발열량이 적고, 재 등의 잔재물 발생이 많아 중소 지역난방이나 대규모 열병합 장치에서 주로 활용하고 있지만 그 이용효율은 낮은 실정임. 따라서 본 연구에서 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 biochar 생산기술 개발과 농림 바이오매스를 활용한 고기능성 biochar를 이용한 온실가스저감 농업·환경기술을 개발하여 선진기술로부터 독립할 수 있는 자립형 기술을 확보하는 방향으로 산업화가 진행될 것임.

2) 산업화를 통한 기대효과

- 국내 농업 및 임업활동으로 인한 농림 바이오매스 처리에 본 연구에서 개발된 환경정화용 및 농업용 biochar 생산기술을 활용을 통한 고부가가치 창출
- 다양한 농업부산물과 각종 유기성 폐기물을 활용한 친환경농자재 생산 선도기술 확보 및 국제 경쟁력 강화
- 다양한 농림 바이오매스와 각종 유기성 폐기물 이용 biochar 제조 선도 기술 기반 구축
- 우리나라 농가가 안고 있는 농림 바이오매스 처리관련 현장애로사항 해결
- 농림 바이오매스의 재활용 기술개발에 의한 환경친화적 자원 재순환시스템 구축
- 특허출원등록 및 상표 등록을 통한 지식재산권 획득
- 기술개발 완료 후 참여기업에 기술이전 실시에 의한 수입 창출
- 농림 바이오매스를 활용한 biochar 토양개량제를 자급하여 토양개량제, 비료, 농약 구입 등 농산물 관리 비용 절감
- 농림 바이오매스 biochar 제조기술 확립을 통한 환경신기술 획득
- 국내 biochar 제조 신기술 산업시장 초기형성 산업화 기반 마련

[우리나라 농업부산물 전량을 biochar로 산업화 할 경우 경제적 가치 평가]

(단위 : 백만원)

항 목		산업화 기준			
		1차년도	2차년도	3차년도	계
직접 경제효과	농업부산물	156,900	172,590	188,280	517,770
	임업부산물	465,200	511,720	558,240	1,535,160
경제적 파급효과	농업부산물	31,400	34,540	37,680	103,620
	임업부산물	93,000	102,300	111,600	306,900
부가가치 창출액	농업부산물	48,000	52,800	57,600	158,400
	임업부산물	142,200	156,420	170,640	469,260
합 계		936,700	1,030,370	1,124,040	3,091,110

※ 산정 근거 : 국내 농업 부산물 생산량 연간 2,058천톤 (벼짚, 왕겨 제외)

임업 부산물 생산량 연간 6,102천톤 (20,340천톤의 30% 활용)

- Biochar 제조시 60-70%감량 가정
- Biochar 가격산정 활성탄의 1/5 (입상탄: 100만원/ m³ (=460kg))
- 경제적 파급효과 : 수처리제나 토양개량제 사용으로 인한 경비절감 효과 (약 20%)
- 부가가치 창출액 : biochar 사용으로 인한 CO₂ 고정량 (20,000원/ 1톤 CO₂)

5. 3P(특허, 논문, 제품)분석을 통한 연구추진계획

가. 기술개발로드맵



나. 분석결과 향후 연구계획(특허, 논문, 제품 측면에서 연구방향 제시)

1) 특허분석 측면

- Biochar에 관한 특허는 국내특허의 경우 제조 장치만 있는 실정이며, 외국특허인 경우에도 몇 건에 불과하였으며 외국에 등록된 특허 또한 동식물 폐기물을 이용한 biochar 조성과 생산에 편중되어 있었음. 본 연구과제에서는 농림 바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산기술을 개발하였고, 환경정화용과 농업용 biochar를 이용하여 온실가스저감 농업·환경기술을 개발하였으며 이와 관련된 특허 4건을 확보하였다. 또한 biochar제조과정에서 소요되는 에너지를 감소시킬 수 있는 방안이 더 추가적으로 필요할 것으로 보인다.
- 활성탄을 이용한 정수 및 하수처리 기술은 수많은 문헌을 통해 보고되고 있으나, 우리나라에서 biochar를 활용한 수처리제 연구는 기초단계임. 따라서 본 연구과제에서는 농림

바이오매스를 활용한 환경친화형 기능성 biochar 생산기술을 개발하였으며, 생산된 biochar를 수질정화에 사용함으로써 저렴하고 유용한 농립 바이오매스를 자연정화시스템에 적용하여 온실가스저감형 자연정화시스템을 구축하였다. 기존의 오·폐수 처리장의 전처리나 후처리 공정의 활성탄 대체제로 활용하기 위한 기술 관련 특허를 확보하였으며, 향후 복합오염원에 대해 흡착이 용이한 biochar개발이 더 추가적으로 필요할 것으로 판단된다.

2) 논문분석 측면

- Biochar에 관한 기존 논문은 동식물 폐기물을 이용한 biochar 조성과 생산, 토양의 이화학적 특성에 미치는 영향 및 식물생육에 미치는 영향에 치중되어 있으므로, 본 연구과제에서는 농립 바이오매스를 이용한 biochar 생산을 위한 최적조건 구명, biochar 수처리제를 활용한 자연정화시스템에서 온실가스저감 환경기술 개발 및 biochar 토양개량제를 시용한 농경지에서 온실가스저감 농업기술 개발에 관한 내용 등을 국내 및 국외 저명 학술지 등에 게재할 계획임.
- 자연정화공법에 관한 기존의 논문은 여재, 식물, 미생물이 하수 및 폐수 처리에 미치는 영향 조사 및 활성탄이나 특수여재를 주입한 후 수처리효율 향상에 관한 연구가 보고된 바 있으나, 본 연구에서는 농립 바이오매스를 이용한 최적의 수처리용 biochar 생산기술을 개발하고 수질정화 효율향상과 동시에 온실가스를 저감할 수 있는 온실가스 저감형 자연정화시스템을 구축하여 관련 연구결과를 국내외 학술대회에 발표하고 저명 학술지에 논문을 게재할 계획임.

3) 제품 및 시장분석 측면

- 현재 biochar 국내시장 분석결과 농립 바이오매스를 활용한 환경정화용 및 농업용 biochar는 개발 초기단계이며, 농립 바이오매스를 활용한 일부 부산물퇴비들이 생산되어 판매되는 것으로 알려져 있다. 농촌의 고령화와 농업기피 현상으로 인해 농업생산성이 감소되고 농가부채가 증가하는 등 현재 한국농업은 매우 어려운 상황에 직면해 있어, 본 연구과제에서 개발된 기술은 매년 발생하는 농업부산물의 이용가치를 증대시키고 농가나 기업체에서 biochar를 활용하여 고부가가치 수처리제 및 토양개량제를 생산하여 판매할 수 있게 기술을 보급할 예정임.
- 현재 국내의 활성탄시장을 분석한 결과 정수처리장이나 각종 오폐수처리장 등에서 수질정화 효율이 높아 광범위하게 사용하고 있으나 가격이 높아 사용에 많은 걸림돌이 되고 있어서 본 연구에서 개발된 환경정화용 biochar는 기존의 활성탄의 대체제로서의 사용할 예정임.

주 의

1. 이 보고서는 농림축산식품부에서 시행한 농생명산업기술개발사업의 연구보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 농림축산식품부에서 시행한 농생명산업기술개발사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 아니 됩니다.