

Review



CrossMark

Open Access

바이오차를 이용한 밭 토양 탄소 저장: 동아시아 지역 연구 리뷰 및 데이터 분석

이선일¹, 강성수¹, 최은정¹, 권효숙¹, 이형석¹, 이종문¹, 임상선², 최우정^{3*}

¹농촌진흥청 국립농업과학원 농업환경부 기후변화평가과,

²CJ 제일제당 바이오연구소,

³전남대학교 지역바이오시스템공학과 (BK21)

Soil Carbon Storage in Upland Soils by Biochar Application in East Asia: Review and Data Analysis

Sun-Il Lee¹, Seong-Soo Kang¹, Eun-Jung Choi¹, Hyo-Suk Gwon¹, Hyung-Seok Lee¹, Jong-Mun Lee¹, Sang-Sun Lim² and Woo-Jung Choi^{3*} (¹Climate Change & Agroecology Division, National Institute of Agricultural Sciences, ²BIO R&D Center, CJ Cheiljedang, ³Department of Rural & Biosystems Engineering (BK 21), Chonnam National University)

Received: 10 September 2021/ Revised: 16 September 2021/ Accepted: 23 September 2021

Copyright © 2021 The Korean Society of Environmental Agriculture

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ORCID

Sun-Il Lee

<https://orcid.org/0000-0002-0519-3150>

Woo-Jung Choi

<https://orcid.org/0000-0002-2009-8207>

Abstract

BACKGROUND: Biochar is a solid material converted from agricultural biomass such as crop residues and pruning branch through pyrolysis under limited oxygen supply. Biochar consists of non-degradable carbon (C) double bonds and aromatic ring that are not readily broken down by microbial degradation in the soils. Due to the recalcitrancy of C in biochar, biochar application to the soils is of help in enhancing soil carbon sequestration in arable lands that might be a strategy of agricultural sector to mitigate climate change.

METHODS AND RESULTS: Data were collected from studies on the effect of biochar application on soil C content conducted in East Asian countries including China, Japan and Korea under different experimental conditions (incubation, column, pot, and field). The magnitude of soil C storage was positively correlated ($p < 0.001$) with biochar application rate

under field conditions, reflecting accumulation of recalcitrant black C in the biochar. However, The changes in soil C contents per C input from biochar (% per t/ha) were 6.80 in field condition, and 12.58 in laboratory condition. The magnitude of increment of soil C was lower in field than in laboratory conditions due to potential loss of C through weathering of biochar under field conditions. Biochar production condition also affected soil C increment; more C increment was found with biochar produced at a high temperature (over 450°C).

CONCLUSION: This review suggests that biochar application is a potential measures of C sequestration in agricultural soils. However, as the increment of soil C biochar was affected by biochar types, further studies are necessary to find better biochar types for enhanced soil C storage.

Key words: Biochar, Carbon Storage, Climate Change, Low Carbon Agriculture

서 론

산업혁명 이후 급격히 증가한 이산화탄소(CO₂) 등 대기 중 온실가스 농도 증가에 의해 지구의 평균대기 온도가 상승

*Corresponding author: Woo-Jung Choi

Phone: +82-62-530-2153; Fax: +82-62-530-2159;

E-mail: wjchoi@jnu.ac.kr

하는 지구온난화가 발생하였다. 이에 따라 예상치 못한 기상 이변의 발생 빈도와 강도가 증가하는 등 기후환경 변화가 가속화되고 있다(IPCC, 2014). 특히, 농업 분야는 기후환경과 기상 여건에 많은 부분 의존하기 때문에 다른 산업보다 기후 변화에 취약하여, 장기적인 식량 공급에 차질이 발생할 수 있다. 세계 각국은 지구온난화와 그에 수반되는 기상이변의 피해를 최소화하기 위해 온실가스 배출량 평가 및 저감기술 개발과 감축 정책을 추진하고 있다. 유엔 기후변화협약 제3차 당사국 총회에서 교토의정서(Kyoto Protocol, 1998)를 채택하여 지구온난화의 원인인 6대 온실가스를 정의하고 선진국 중심으로 온실가스 감축의무를 부여하였다. 그리고 2015년 12월, 제21차 유엔 기후변화협약 당사국 총회에서 파리협정(Paris Agreement, 2015)을 이끌어 모든 유엔가입 당사국에 온실가스 감축의무를 부여한 신기후체제가 출범하였다. 이에 따라 우리나라도 2030년의 온실가스 감축 목표가 설정되었고, 농업을 포함한 모든 산업 분야에 감축량이 할당되었다. 그후 사회경제적 부분의 검토를 통해, 2020년 12월에 2030년 수정된 감축 목표가 설정되었으며, 농축산 비 에너지 부문은 2017년 배출량 대비 140만 톤의 감축 목표가 설정되었다. 농축산 부문은 타 산업부문과 비교하여 할당된 감축 비율이 상대적으로 낮지만, 온실가스 배출원과 경로가 다양하고 복잡한 농축산업의 특성에 의해 온실가스 감축이 수월하지 않다.

농업 부문에서 온실가스 감축 방안으로 무경운은 토양 유기물 보전[1], 중장비 사용으로 발생하는 이산화탄소 배출 저감[2], 수분 보유력과 수용성 탄소 함량 증진에 따른 아산화질소(N_2O) 배출 감소 등의 효과가 있다[3]. 농경지에서 무경운 기간이 지속될수록 온실가스를 줄이는 효과가 증진되는 것으로 보고된다[4]. 이외에도, 휴경기간 동안 녹비 작물 재배 후 토양에 환원하면 농경지 토양 유기탄소 함량을 증진할 수 있다[5]. 또한, 농경지 토양에서 배출되는 아산화질소는 질소 비료 투입이 크게 영향을 미치기 때문에[6], 쪼갠 것을 투입함으로써 그에 상응하는 화학비료 사용량을 줄일 수 있어 대체량만큼 N_2O 배출 저감을 기대할 수 있다. 따라서, 무경운과 녹비 작물 재배를 복합적으로 적용하면 N_2O 배출량이 약 60% 감축되는 등 그 효과가 더욱 증가하는 것으로 보고된 바 있다[7].

이와 같은 전통적인 영농 관리 기술과 함께 바이오차를 활용한 온실가스 배출 저감 기술도 주목받고 있다[8]. 바이오차는 바이오매스(Biomass)와 숯(charcoal)의 합성어로, 바이오매스를 산소가 없는 환경에서 열분해하여 만든 탄소 함량이 높은 고형물이다. 바이오매스 내 탄소는 열분해를 거치면서 안정된 형태의 방향족 구조로 재배열돼 토양 미생물에 의해 쉽게 분해되지 않기 때문에 바이오차를 토양에 투입하면 탄소를 반영구적으로 저장해 토양 속에 탄소를 격리할 수 있다[9, 10]. 또한, 바이오차는 일반적으로 높은 pH[11], 양이온 교환용량(CEC; Cation exchange capacity) 그리고 넓은 비표면적을 갖는다[12-14]. 수분과 양분 보유능이 큰 바이오차를 밭 농경지에 투입하면 토양개량 효과에 의해 작물 생산성이 증진되는 것으로 보고되고 있다[15-17].

이와 같은 바이오차 투입 효과는 다수의 실험연구와 리뷰 연구에서 정립되었으나, 바이오차의 농경지 탄소저장 효과는 바이오차 원료와 바이오차 제조 방법에 따라 바이오차의 물리화학적 특성은[18] 물론 토양 특성과 영농방식(작물과 시비 관리 등), 그리고 기후여건에 따라서도 달라진다[19, 20]. 따라서, 본 연구에서는 기후 여건과 영농방식이 유사한 동아시아 대표 국가인 한국, 중국, 일본의 선행연구를 비교 검토하여 바이오차 투입에 따른 토양 탄소 저장 효과를 조사하였다. 구체적으로, 바이오차의 일반적인 특성을 살펴보고, 바이오차 투입에 따른 밭 토양의 탄소저장 효과를 바이오차 투입량, 적용 토양의 탄소 함량, 실험조건 그리고 열분해 조건별로 검토하였는데, 이와 같은 연구 결과는 향후 밭 토양에 바이오차를 투입하면 예상되는 탄소저장 효과를 사전에 검토할 수 있는 자료로 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

재료 및 방법

자료수집

농경지 바이오차 적용에 따른 우리나라 토양 탄소저장량 평가를 검토하기 위해 우리나라와 동일하게 계절풍의 영향을 받는 몬순기후(Monsoon) 조건이며, 영농방식이 유사한 동아시아 대표 국가인 한국, 중국, 일본에서 수행한 연구 결과를 수집하였다. ISI-Web of Science와 Google Scholar 등 연구논문 데이터베이스에서 “biochar”와 “Soil carbon”이 제목에 포함된 논문을 1차적으로 분류하였다. 그리고 밭 토양조건, 처리구당 최소 3반복 이상, 대조구와 바이오차 투입 처리구간 비교한 연구자료를 분석에 사용하였다.

바이오차의 물리화학적 특성은 원료물질 및 제조과정에 따라 특성이 다르고, 바이오차의 농경지 탄소저장 효과에 영향을 준다. 따라서 바이오차 원료와 제조과정에 따른 일반적인 특성을 조사하여 제시하였다.

자료분석

바이오차 투입에 따른 밭 토양의 탄소저장 효과를 평가한 연구의 국가별 연구조건, 시험토양의 토성, 탄소 함량, 탄질비를 각각 제시하였고, 사용한 바이오차의 원료물질 그리고 투입량에 따른 토양탄소 함량 변화, CO_2 배출량을 제시하였다. 바이오차 투입량과 적용 토양의 탄소함량별 탄소저장 효과를 평가하여 상관분석을 실시하였다. 또한, 연구 방법과 바이오차 열분해 온도 조건에 따른 토양탄소 저장량에 미치는 영향을 SAS 통계프로그램(버전 9.2)을 이용하여 통계처리 하였다. 처리간의 차이를 비교하기 위하여 조사된 자료는 일반선형모형을 이용한 ANOVA 검증을 통하여 분석하였다.

결과 및 고찰

바이오차 원료와 제조 방법에 따른 특성

바이오차는 바이오매스를 산소공급이 제한된 열분해 과정을 거쳐 생산하는데, 원료물질과 열분해 과정에 따라 이화합

적 특성이 달라진다[21]. 바이오차 원료는 농업부산물, 목질계 부산물, 가축분 등으로 다양한데, 바이오차 특성은 기본적으로 원료의 성분함량에 영향을 받는다[18]. 예를 들면, 가축분은 작물잔사보다 질소와 인의 함량이 높아서 가축분 유래 바이오차는 작물잔사 유래 바이오차보다 질소와 인 함량이 높다[22]. 그리고 식물성 원료로 생산한 바이오차는 열분해시 일부 무기물이 휘발되어, 탄소와 질소 농도가 원료와 비교해 농축되어 증가하지만, 상대적으로 무기물이 풍부한 제지 부산물 등은 열분해 중 탄소와 질소 농도가 감소하기도 한다[18, 23, 24]. 보통 목질계 바이오매스의 무기물 함량은 낮고, 곡물 껍질, 줄기 등의 농업부산물 바이오매스는 무기물 함량이 높다. 특히 왕겨는 실리카 함량이 20% 이상으로 높아서 왕겨 유래 바이오차의 경우에는 다량의 규소 성분이 함유되어 있다[25-27].

원료가 같더라도 열분해 조건에 따라 바이오차의 성분함량과 안정성에 큰 차이가 있다. 열분해 온도가 400°C 이하면 분해가 덜 진행되어 고형물의 비율이 높았으며[28], 열분해 온도가 500°C 이상 높으면 바이오 오일이나 합성가스 등이 생성된다(Table 1). 따라서, 바이오차 제조 공정 활용 목적에 따라 열분해 조건을 달리할 수 있다. 농경지 투입을 위한 바이오차 생산이 목적일 경우 500°C 이하에서 열분해하는데, 일반적으로 반 탄화(Torrefaction)와 저온 열분해(Slow pyrolysis)를 많이 활용하며, 농가 단위에서 배출되는 부산물로부터 직접 바이오차를 생산할 수 있는 이동형 탄화장치를(Field scaled biomass pyrolysis) 활용하기도 한다[29]. 열분해 온도는 바이오차 내 탄소의 안정성에 영향을 주며 반 탄화하여 생산한 바이오차는 방향족화가 덜 되어 탄소의 안정성이 낮다고 평가되어 유럽의 바이오차 인증에 포함되지 않기도 한다(ABI, 2013).

저온 열분해로 생산한 바이오차는 생산 수율이 높고 휘발성 물질을 함유하며, 산소가 풍부한 작용기를 갖는 물질이 생성된다[30]. 이러한 바이오차를 토양에 투입하였을 때 미생물 활동을 촉진하며[31], 그에 영향을 미치는 지방족 및 셀룰로스 유형 구조와 같은 분해성 유기 물질에 의해 토양 유기물 분해가 촉진되기도 한다[32]. 반면, 열분해 온도를 450°C 이상으로 높이면 이분해성 물질이 손실되며[33], 물질을 흡착할 수 있는 작용기가 감소한다[34]. 열분해 과정 중 반응기 표면에 카르복실기 및 히드록실기와 같은 작용기들이 증가하고 그와 상응하게 수소와 산소의 비율은 증가한다. 또한, 이러한 과정을 통해

바이오차의 표면의 음전하량은 증가하게 되는데, pH가 높은 바이오차 특성상 양이온교환용량이 증가한다[24]. 한편, 열분해 온도가 300°C 이상 높은 조건에서는 수소와 산소가 손실되기 시작하며, 탄소와 질소함량이 상대적으로 증가하고, 그 결과 포화 지방족 탄화수소의 비율은 감소하고, 불포화 방향족 탄화수소의 비율은 증가한다. 이러한 경향은 O/C 비율과 H/C 비율 감소로 확인할 수 있는데, 특히 H/C 비율의 감소는 방향족 고리와 같은 불포화 탄소가 증가하는 것을 의미한다[22, 35]. 따라서, O/C비율과 H/C 비율은 바이오차의 방향성 정도나 탄소의 분해 안정성을 나타내는 지표로 사용되기도 한다[35]. 일반적으로 바이오차의 H/C 비가 약 0.7 이하일 때 분해가 거의 일어나지 않는 안정적인 탄소로 인정되고 있다(ABI, 2013).

또한, 바이오차 제조과정 중 휘발성 유기물이 손실되고 빈공간이 형성되어 공극과 비표면적이 증가한다[36]. 특히, 500°C 이상의 고온에서 기공과 비표면적이 급격하게 증가하여 평균 300~2,000 m²/g 정도가 되지만, 800°C 이상 고온에서는 다소 감소하는 것으로 알려져 있다[8]. 이처럼, 바이오차에는 다양한 크기의 공극이 형성되는데, 바이오차가 토양에 투입되었을 때, 미세 공극(0.02 ~ 0.002 mm)은 수분과 물질의 영구적 흡착에 관여하며, 소공극(0.2 ~ 0.02 mm)은 액체-고체 흡착 탈착의 매질이며, 대공극(> 0.2 mm)은 통기성, 수분 이동, 뿌리의 활착 및 용적밀도에 영향을 준다[37].

바이오차의 pH는 산성토양 개량 등에 큰 의미가 있는데[38], 바이오차 pH 역시 열분해 온도에 큰 영향을 받으며, 일반적으로 고온 조건에서 pH가 높아진다. 예를 들면, 땅콩 껍질로 바이오차를 생산할 때 열분해 온도가 400°C와 500°C에서 pH는 각각 7.9와 8.6이었고, 스위치그라스로 250°C와 500°C에서 바이오차를 생산하면 pH는 각각 5.4 및 8.0로 고온에서 pH가 증가한다[25]. 열분해 온도가 200 ~ 300°C에서는 셀룰로스와 헤미셀룰로스가 분해되고, 유기산과 페놀이 배출되어 pH가 낮아지지만[39], 열분해 온도가 300°C 이상 증가하면 회분이 생성되고, 유기물에서 알칼리염이 분리되어 배출되기 시작하여 바이오차의 pH는 높아진다[40]. 따라서, 바이오차 제조 온도가 높아질수록 pH가 증가하고, pH 의존형 전하 증가로 이어져 양이온교환용량도 높아진다[9].

토양 탄소 함량 변화

화학비료에 의존하는 고투입 집약농업 조건에서는 경운

Table 1. The reaction conditions and product distribution of various modes of pyrolysis

Process	Temperature (°C)	Residence time	Product yields %		
			Biochar	Bio-oil	Syngas
Gasification	750 to 900	10 to 20 s	10	5	85
Fast pyrolysis	500 to 1000	~ 2 s	12	75	13
Slow pyrolysis	300 to 700	hour to days	35	30	35
Torrefaction	~290	10 to 60 min	80	0	20

Source: Qambrani et al., 2017

및 작물 잔사 회수로 농경지 토양 유기탄소 함량은 지속해서 감소하고 있다. 토양 유기탄소는 토양의 물리(입단 형성), 화학(양분 흡착), 생물학적(미생물 활성) 작용과 직간접적으로 연계되어 있어서 유기탄소 함량 고갈은 지속가능한 토양 생산성과 토양의 생태서비스를 위협한다[41, 42]. 분해에 대한 저항성이 있는 바이오차를 토양에 투입하면 토양 탄소 함량이 증가하여, 토양의 물리, 화학, 생물학적 성질의 회복을 유도할 수 있다[20, 43].

작물 잔사 바이오매스를 직접 토양에 투입하면 작물 잔사는 토양에서 빠르게 분해되고, 탄소는 대기 중으로 CO₂로 방출되어 탄소 중립(Carbon neutral)으로 간주하지만, 바이오차의 형태로 바이오매스를 투입하면 탄소는 토양에 반영구적으로 잔류하게 된다[44, 45]. 따라서, 바이오차의 토양 투입은 기후변화의 측면에서는 네거티브 피드백(Negative feedback) 결과를 기대할 수 있으며, 바이오차 전환 과정 중 작물 바이오매스의 탄소 손실률을 고려하면 초기 바이오매스에 함유된 탄소의 약 20%를 토양에 격리할 수 있다[9]. 바이오매스를 바이오차로 변환하여 투입할 경우, 바이오매스의 종류와 수급, 수송 및 토양 탄소 손실, 그리고 바이오차의 분해 등을 종합적으로 고려하여 평가하였을 때, 연간 인간 활동으로 배출되

는 탄소의 12%에 해당하는 0.21 Pg CO₂eq.를 저장할 수 있을 것으로 기대된다[46].

우리나라, 중국과 일본에서 바이오차에 의한 탄소격리 효과의 연구 결과는 Table 2와 같다. 국내에서 바이오차를 활용하여 탄소격리 효과를 평가한 연구 결과 중 4건(포트 실험 2건, 현장 적용실험 2건)을 수집하였다. 토성을 제시하지 않은 연구 결과를 제외하고 모두 사양토에서 실험을 하였으며, 시험토양의 초기 탄소 함량은 1.3 ~ 9.8 g/kg 이었다. 사용한 바이오차는 왕겨 3건, 보릿짚 1건, 오크나무와 퇴비 혼합 1건이었고, 투입량은 1 ~ 20 t/ha 이었다. 바이오차 투입으로 탄소 함량은 0.6 ~ 15.9 g/kg 증가하였고 왕겨 바이오차를 밭 토양에 투입하여 배추를 재배한 실험에서 바이오차 투입량이 0, 5, 10, 20 t/ha로 증가할수록 토양 탄소 함량 역시 각각 6.71, 8.78, 12.40, 14.27 g/kg로 증가하여, 바이오차를 투입하지 않은 관행 처리구 대비 탄소 함량이 2.07 ~ 7.55 g/kg 증가하였다[47]. 하지만, 바이오차 투입에 의한 CO₂ 방출량 차이는 상이하였는데, 일부 연구 결과에서는 CO₂ 방출량이 19.4%까지 감소하였지만[47], 초기 탄소 함량이 1.3 g/kg으로 낮은 포트 조건 토양에서는 바이오차 투입으로 CO₂ 방출량이 최대 165.6% 증가하였다[16].

Table 2. Summary of the studies to investigate the effects of biochar applications on soil carbon content and CO₂ emission conducted in China, Japan, and Korea

Country	Experimental conditions	Soil Texture	Initial soil carbon content (g/kg)	C/N ratio	Stock material	Biochar application rate (t/ha)	Changes in soil carbon relative to the control (g/kg)	Changes in CO ₂ emission relative to the control (%)	References
China	Pot	Silt loam	15.4	6.4	Rice straw	5	+1.61	NA ^a	[56]
China	Field	NA	9.9	10.5	Wheat straw	20 to 40	+2.9 to +4.9	-2.5 to +1.2	[57]
China	Field	Silt clay loam	15.6	8.2	Wheat straw	20 to 40	+13.3 to +25.9	NA	[58]
China	Field	Loamy sand	6.3	15.8	Corn stalk	3.2 to 32	+1.0 to +10.3	+2.1 to +14.9	[59]
China	Field	Silty clay loam	15.9	7.6	Wheat straw	30	+9.4	NA	[60]
China	Field	NA	9.9	11.0	Wheat straw	20 to 40	+3.0 to +4.0	+6.8	[43]
China	Field	NA	4.4	11.0	Wheat straw	20 to 40	+2.0 to +2.0	No difference	[43]
China	Field	NA	8.4	10.5	Wheat straw	20 to 40	+3.0 to +4.0	No difference	[43]
China	Field	NA	4.3	10.8	Wheat straw	20 to 40	+1.73 to +3.14	+6.5 to +8.0	[28]
China	Pot	Sandy loam	7.6	6.3	Wheat straw	40	+7.6	NA	[61]
China	Pot	Sandy loam	7.6	6.3	Swine manure	40	+10.8	NA	[61]
China	Pot	Silt clay loam	9.8	7.0	Wheat straw	40	+5.9	NA	[61]
China	Pot	Silt clay loam	9.8	7.0	Swine manure	40	+7.8	NA	[61]
China	Pot	Silt loam	8.2	8.2	Wheat straw	40	+6.3	NA	[61]
China	Pot	Silt loam	8.2	8.2	Swine manure	40	+7.6	NA	[61]
China	Pot	Silt loam	26.8	12.8	Wheat straw	40	+6.1	NA	[61]

Country	Experimental conditions	Soil Texture	Initial soil carbon content (g/kg)	C/N ratio	Stock material	Biochar application rate (t/ha)	Changes in soil carbon relative to the control (g/kg)	Changes in CO ₂ emission relative to the control (%)	References
China	Pot	Silt loam	26.8	12.8	Swine manure	40	+8.2	NA	[61]
China	Field	Silt clay Loam	15.6	8.2	Wheat straw	20 to 40	+5.4 to +6.1	NA	[15]
China	Field	NA	11.0	9.2	Maize stover	2.63	+2.0	+37.5%	[62]
China	Field	Silt clay loam	8.1	8.6	Wheat straw	8 to 16	+2.9 to +4.0	-2.5 to -5.3	[63]
China	Field	Clay loam	4.8	8.8	Sawdust	2.4	+3.1	NA	[64]
China	Field	Cay loam	4.8	8.8	Chicken manure	2.4	+2.7	NA	[64]
China	Field	Silty loam	12.4	NA	Mixed crop residues	8	+0.4 to +11.6	NA	[20]
China	Field	Sandy loam	9.6	12.6	Maize straw	10 to 50	+0.6 to +4.6	-12.5 to +0.8	[49]
China	Field	NA	20.3	11.2	Wheat straw	7.5 to 15	+3.2 to +4.9	NA	[65]
China	Column	NA	21.8	12.2	Rice straw	2.25 to 11.3	+15.8 to +80.9	NA	[48]
China	Column	NA	16.4	7.9	Rice straw	2.25 to 11.3	+15.5 to +80.3	NA	[48]
China	Column	NA	6.8	9.6	Rice straw	2.25 to 11.3	+14.7 to +74.0	NA	[48]
China	Column	NA	7.3	11.2	Rice straw	2.25 to 11.3	+15.2 to +79.9	NA	[48]
China	Column	NA	4.2	10.1	Rice straw	2.25 to 11.3	+14.9 to +77.9	NA	[48]
China	Column	NA	7.9	10.6	Rice straw	2.25 to 11.3	+14.4 to +73.5	NA	[48]
China	Incubation (WHC60%)	Silty clay Loam	8.9	8.8	Banana peels waste	1 to 2	+7.4 to +12.9	+133.3 to +166.7	[50]
China	Incubation (WHC60%)	Silty clay Loam	8.9	8.8	Orange peels waste	20 to 40	+8.5 to +16.0	+87.5 to +150.0	[50]
China	Pot (WHC70%)	Silty Clay Loam	19.7	10.9	Banana peel	1 to 2	+8.4 to +12.9	NA	[65]
China	Pot (WHC70%)	Silty Clay Loam	19.7	10.9	Orange peel	1 to 2	+5.9 to +8.9	NA	[65]
China	Pot (WHC70%)	Silty Clay Loam	19.7	10.9	Milk tea waste	1 to 2	+9.9 to +15.3	NA	[65]
Japan	Field	NA	6.3	9.0	Bamboo	20	+7.5	+6.1	[66]
Japan	Field	NA	14.1	8.8	Bamboo	20	+7.7	-5.5	[66]
Japan	Incubation (WFPS80%)	Silt clay	57.7	8.9	Bamboo	5 to 20	+4.2 to +30.3	-2.6 to +27.9	[53]
Japan	Field	NA	26.3	11.5	Rice husk	20 to 100	+12.5 to +57.9	NA	[17]
Japan	Field	Clay loam	27.5	11.0	Palm shell	10 to 40	+4.9 to +14.8	-10.4 to -0.4	[52]
Korea	Field	Sandy loam	4.2	7.3	Rice hull	3.3	+1.54 to +4.15	NA	[32]
Korea	Pot	Sandy loam	1.3	11.4	Barley	1 to 5	+12.2 to +15.9	+75.0 to +165.6	[16]
Korea	Field	Sandy loam	9.8	NA	Rice hull	5 to 20	+1.5 to +7.6	-14.5 to +19.4	[47]
Korea	Pot	NA	7.0	11.7	Oak (0.2) + compost(0.8)	15	+3.9	NA	[7]

^a NA, Not available

중국 사례연구에서는 바이오차를 활용하여 탄소격리 효과를 평가한 연구 36건(항온 실험 2건, 칼럼 실험 6건, 포트 실험 12건 현장 적용실험 16건)을 분석하였다. 토성을 제시하지 않은 연구 결과를 제외하고 미사질 식양토 11건, 미사질 양토 5건, 사양토 3건, 식양토 2건, 양질사토 1건, 미사질 양토 1건이었으며, 시험토양의 탄소 함량은 4.2 ~ 26.8 g/kg 이었다. 사용한 바이오차는 밀대 14건, 벼짚 7건, 돌분 4건, 옥수수대 3건, 바나나 음료 제조 부산물 2건, 오렌지 음료 제조 부산물 2건, 계분 1건, 톱밥 1건, 밀크티 제조 부산물 1건이었고, 시용 수준은 1 ~ 50 t/ha였다. 바이오차 투입으로 토양 탄소 함량은 0.6 ~ 80.9 g/kg 증가하였는데, 특히 칼럼 실험에서 73.5 g/kg 이상 탄소저장량이 증가하였고[48], 현장 적용 시험에서는 바이오차를 40 t/ha 투입한 처리구에 25.9 g/kg로 증가량이 가장 많았다. 바이오차 투입으로 CO₂ 배출량은 최대 12.5% 감소하거나[49], 최대 166.7% 증가하거나[50], 변화가 없었는데[43], 항온 실험 결과에서는 일관되게 87.5 ~ 166.7% 증가하였다. 바이오차 투입으로 CO₂ 배출량이 증가하는 것은 바이오차 표면의 이분해성 유기탄소의 분해 및 그에 의해 활성화된 미생물에 의한 토양 유기물 분해가 촉진되었기 때문으로 판단된다[19, 51].

일본에서 수행된 관련 연구는 항온 실험 1건, 현장 적용실험 4건을 조사하였다. 토성을 제시하지 않은 연구를 제외하고 미사질 식토 1건, 식양토 1건이었으며, 시험토양의 탄소 함량은 6.3 ~ 57.7 g/kg 이었다. 사용한 바이오차는 대나무 3건, 왕겨 1건, 팜유껍질 1건이었고 5 ~ 100 t/ha 시용하였다. 바이오차 투입으로 토양 탄소 함량은 4.2 ~ 57.9 g/kg 증가하였는데, 참깨 재배지에 왕겨 바이오차를 100 t/ha를 투입하고 두 작기 후 토양 탄소 함량이 57.9 g/kg까지 증가하였다[17]. 즉, 바이오차 내의 탄소는 분해에 대한 저항성이 있어

투입량과 비례하게 토양 탄소 함량이 증가하였다. 하지만, 바이오차 투입으로 CO₂ 배출량은 최대 10.4% 감소하거나[52], 최대 27.9% 증가하는 등[53] 경향이 다양하였다.

한국, 중국, 일본에서 수행되었던 바이오차 투입에 의한 토양 탄소 함량 변화연구 결과를 바이오차 시용량과 탄소 함량을 종합적으로 고려하여 검토하면, 바이오차에 의해 투입된 탄소 함량이 많을수록 토양 탄소 함량 증가율이 높았다(Fig. 1). 바이오차 투입으로 모든 연구에서 대조구 대비 탄소 함량은 증가하였고, 현장 포장 조건에서 바이오차를 투입한 연구 결과에서는 바이오차에 의해 투입된 탄소량과 토양 탄소 함량 증가율은 유의한($p < 0.001$) 상관관계가 있었다. 즉 바이오차를 농경지에 투입하여 토양 탄소 저장량을 증진 시킴으로써 대기 중의 탄소를 토양으로 격리 시킬 수 있다. 항온 실험 등 실험실 조건의 연구 결과에 의하면, 바이오차 투입 탄소량이 20 t/ha 이하에서도 토양 탄소 함량이 150% 이상 증가하였고, 바이오차에 의해 투입된 탄소량이 증가함에 따라 토양 탄소 함량도 증가하는 경향은 있었지만, 통계적 유의성은 없었다.

시험토양의 초기 탄소 함량이 낮으면 바이오차로부터 투입된 탄소량 대비 토양 탄소 증가율은 높았다(Fig. 2). 현장에서 수행된 연구 결과에 의하면, 시험토양의 초기 탄소 함량이 낮을수록 바이오차 투입에 의한 토양 탄소 함량 증가 폭이 높아졌다($p < 0.05$). 실내 조건에서는, 시험토양의 초기 탄소 함량이 낮을수록 바이오차 투입량 대비 토양 탄소 증가 경향이 더욱 뚜렷하였다($p < 0.001$). 따라서, 탄소 함량이 낮은 토양이 바이오차 투입에 의한 토양 탄소 증진 효과가 더 클 것으로 예상된다. 즉 우리나라의 간척지 토양의 탄소 함량은 일반농경지 보다 약 3분의 1 정도로 평가되고 있어서, 바이오차 적용에 따른 토양 탄소저장을 높일 수 있는 잠재력이 높을 것으로 평가된다[54]. 실험조건별로 비교하면, 바이오차 투입량

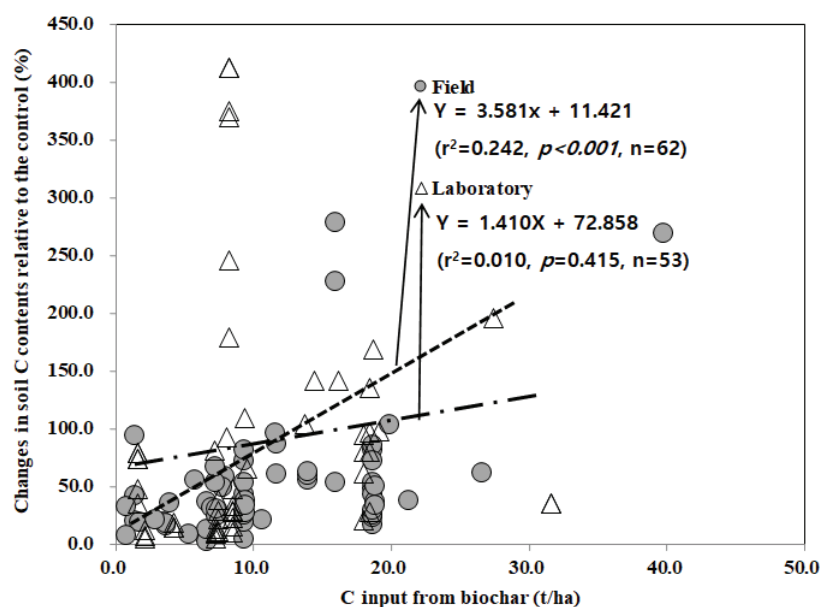


Fig. 1. Changes in soil carbon contents by C addition with biochar application relative to the control under field and laboratory experiments.

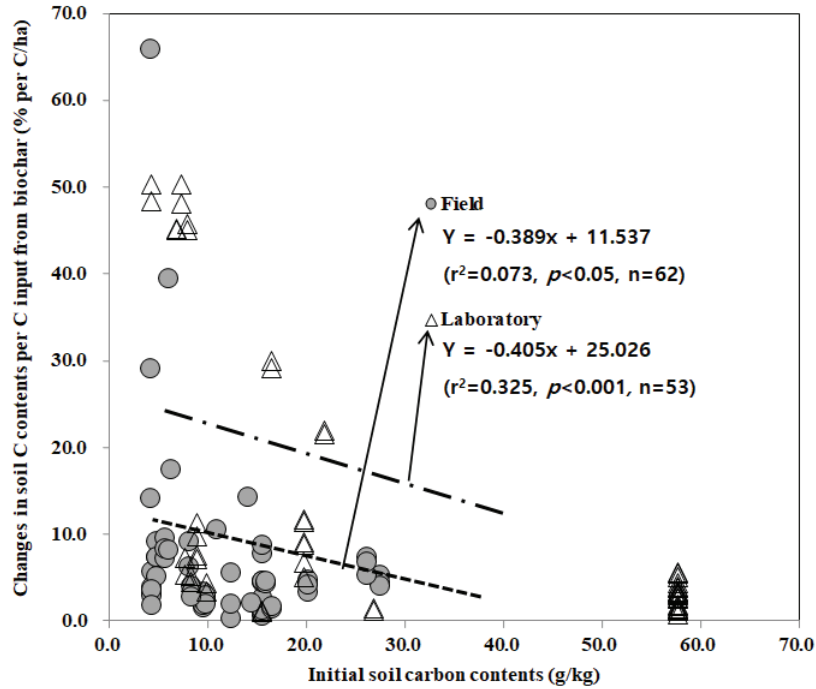


Fig. 2. Changes in soil carbon contents by biochar application with initial soil carbon contents under field and laboratory experiments.

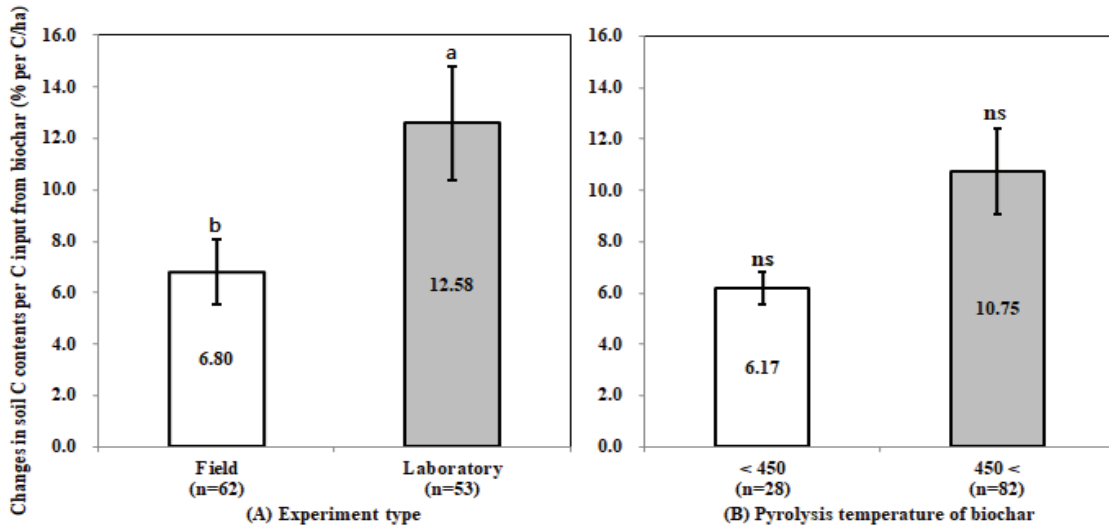


Fig. 3. Changes in soil carbon contents per biochar application rate relative to the control, under different experiment type (A) and pyrolysis temperature of biochar (B). Values are the means, and vertical bars indicate standard errors of the means. The different lowercase letters indicate that the values are statistically different at $\alpha=0.05$.

대비 탄소 변화량은 현장 시험보다 항온 실험 등 실험실 조건에서 증가량은 약 2배 높았고($p<0.05$), 바이오차 생산 시 열분해 온도가 450°C 이상인 바이오차를 투입하였을 때 증가량이 높았다(Fig. 3). 바이오차의 원료물질은 짚을 활용한 연구가 61건으로 가장 많았으며, 가축분을 활용한 연구가 6건으로 가장 적었다. 탄소저장 효과는 왕겨 원료의 바이오차가 가장 높았고, 목재 원료의 바이오차가 가장 낮게 나타났지만,

통계적 유의한 차이는 발견되지 않았다(Fig. 4).

바이오차 투입으로 토양 탄소 함량 증가는 모든 실험조건에서 일관되게 확인되어, 기후변화 완화 소재로 바이오차를 활용할 수 있다. 하지만 바이오차 투입 시 토양호흡 등에 의한 CO₂ 방출량은 연구에 따라 상이하였다. 초기 탄소 함량이 1.3 g/kg으로 낮은 토양에서는 바이오차 투입으로 용적밀도가 낮아지는 등 토양 공극이 개선되어 CO₂ 방출량이 최대

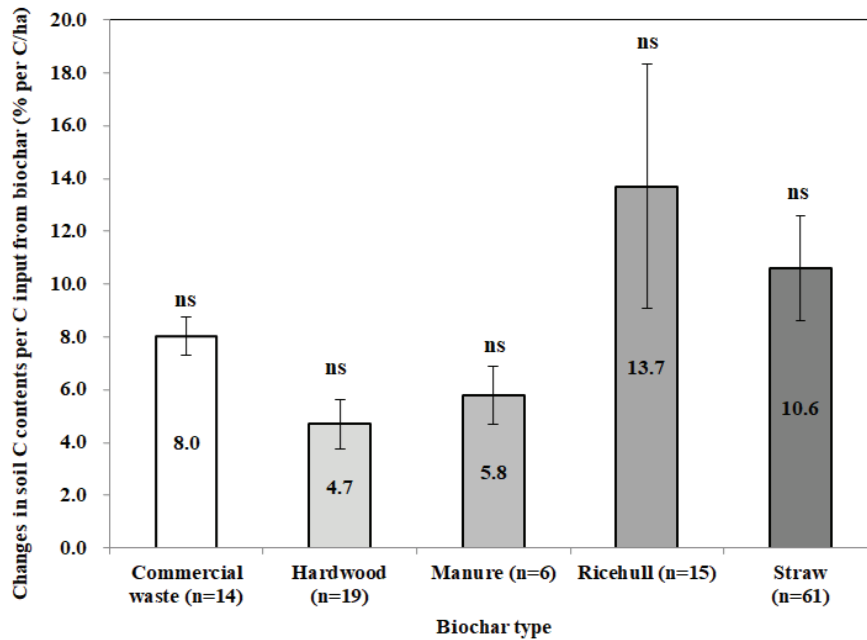


Fig. 4. Changes in soil carbon contents per biochar application rate relative to the control under different biochar type. Values are the means, and vertical bars indicate standard errors of the means. The different lowercase letters indicate that the values are statistically different at $\alpha=0.05$.

165.6% 증가하였지만[16], 왕겨바이오차를 20 t/ha 투입한 배추 재배지에서는 CO₂ 방출량이 19.4% 감소하였다. 바이오차 투입으로 토양에서 배출되는 CO₂의 점화효과(priming effect)에 대해 116개의 연구 결과의 메타 분석[55]에 의하면, 전체적으로 CO₂ 방출량은 3.8% 감소하였지만, 비옥도가 낮고 사질인 토양(20.8%)에서는 바이오차 투입으로 미생물 활성이 증가하여 점화효과로 인해 CO₂ 방출량은 증가하였다. 바이오차 투입에 따른 CO₂ 방출에 미치는 영향은 결과가 상이하여, 바이오차 효과는 기후, 토양, 작물 등 다양한 요인의 영향을 받기 때문에 다음의 후속 연구가 필요하다. 구체적으로, 바이오차 원료(농업부산물, 목질계 부산물, 가축분 등)와 열분해 조건(450°C 이상, 450°C 이하)에 따른 바이오차의 이화학적 특성을 평가 후, 토양 특성(토성, pH, C, N, 효소 및 미생물 군집 등)별로 바이오차를 적용하였을 때 탄소저장, 추가로 N₂O 배출 저감, 작물 수확량 효과에 대해 동위원소 기법 등을 활용하여 과정별 기여도의 정량화가 필요하다. 이를 통해 바이오차 및 토양별 효과에 대해 체계적으로 평가가 가능할 것이다.

Note

The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgement

This work was carried out by the support of Cooperative

Research Program for Agriculture Science & Technology Development (PJ012614032020), Rural Development Administration, Republic of Korea.

References

- Baker JM, Ochsner TE, Venterea RT, Griffis TJ (2007) Tillage and soil carbon sequestration? What do we really know?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.014>.
- Ryu JH, Lee JS, Kim KH, Kim GY, Choi EJ (2013) A case study to estimate the greenhouse-gas mitigation potential on conventional rice production system. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 46(6), 502-509. <http://dx.doi.org/10.7745/KJSSF.2013.46.6.502>.
- Ball BC, Scott A, Parker JP (1999) Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research*, 53, 29-39. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00074-4).
- Yoo J, Woo SH, Park KD, Chung KY (2016) Effect of no-tillage and conventional tillage practices on the nitrous oxide (N₂O) emissions in an upland soil: soil N₂O emission as affected by the fertilizer applications. *Applied Biological Chemistry*, 59, 787-797. <https://doi.org/10.1007/s13765-016-0226-z>.
- Poepflau C, Don A (2015) Carbon sequestration in

- agricultural soils via cultivation of cover crops: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.
6. Baggs EM (2011) Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3, 321-327. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.011>.
 7. Lee JH, Luyima D, Lee JY, Kim SJ, Son MK, Yoon CW, Oh TK (2019) Effects of two biochar-based organic amendments on soil chemical properties and productivity of selected vegetables. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*, 64, 39-46. <https://doi.org/10.5409/2231632>.
 8. Woo SH (2013) Biochar for soil carbon sequestration. *Clean Technology*, 19, 201-211. <http://dx.doi.org/10.7464/ksct.2013.19.3.201>.
 9. Lehmann J (2007) A handful of carbon. *Nature*, 447, 143-144. <https://doi.org/10.1038/447143a>.
 10. Lehmann J, Joseph S (2009) Biochar for environmental management, pp. 1-14. Earthscan, London, UK.
 11. Rajapaksha AU, Ahmad M, Vithanage M, Kim KR, Chang JY, Lee SS, Ok YS (2015) The role of biochar, natural iron oxides, and nanomaterials as soil amendments for immobilizing metals in shooting range soil. *Environmental Geochemistry and Health*, 37, 931-942. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9694-z>.
 12. Singh BP, Hatton BJ, Balwant S, Cowie AL, Kathuria A (2010) Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1224-1235. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0138>.
 13. Spokas KA (2010) Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1, 289-303. <https://doi.org/10.4155/cmt.10.32>.
 14. Lee SI, Kim GY, Gwon HS, Lee JS, Choi EJ, Shin JD (2020) Effects of different nitrogen fertilizer and biochar applications on CO₂ and N₂O emissions from upland soil in the closed chamber. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 53, 431-445. <https://doi.org/10.7745/KJSSF.2020.53.4.431>.
 15. Li B, Bi Z, Xiong Z (2017) Dynamic responses of nitrous oxide emission and nitrogen use efficiency to nitrogen and biochar amendment in an intensified vegetable field in southeastern China. *Gcb Bioenergy*, 9, 400-413. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12356>.
 16. Kang SW, Seo DC, Cheong YH, Park JW, Park JH, Kang HW, Cho JS (2016) Effect of barley straw biochar application on greenhouse gas emissions from upland soil for Chinese cabbage cultivation in short-term laboratory experiments. *Journal of Mountain Science*, 13, 693-702. <https://doi.org/10.1007/s11629-014-3428-z>.
 17. Wacal C, Ogata N, Basalirwa D, Handa T, Sasagawa D, Acidri R, Nishihara E (2019) Growth, seed yield, mineral nutrients and soil properties of sesame (*Sesamum indicum* L.) as influenced by biochar addition on upland field converted from paddy. *Agronomy*, 9, 55. <https://doi.org/10.3390/agronomy9020055>.
 18. Gaskin JW, Steiner C, Harris K, Das KC, Bibens B (2008) Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the ASABE*, 51, 2061-2069. <https://doi.org/10.13031/2013.25409>.
 19. El-Naggar A, Usman AR, Al-Omran A, Ok YS, Ahmad M, Al-Wabel MI (2015) Carbon mineralization and nutrient availability in calcareous sandy soils amended with woody waste biochar. *Chemosphere*, 138, 67-73. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.052>.
 20. El-Naggar A, Awad YM, Tang XY, Liu C, Niazi NK, Jien SH, Lee SS (2018) Biochar influences soil carbon pools and facilitates interactions with soil: A field investigation. *Land Degradation & Development*, 29, 2162-2171. <https://doi.org/10.1002/ldr.2896>.
 21. Sohi S, Lopez-Capel E, Krull E, Bol R (2009) Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report*, 5, 17-31. <https://doi.org/10.4225/08/58597219a199a>.
 22. Qambrani NA, Rahmana MM, Won S, Shim S, Ra, C (2017) Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 255-273. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>.
 23. Bourke J, Manley-Harris M, Fushimi C, Dowaki K, Nunoura T, Antal M J (2007) Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 2. A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 46, 5954-5967. <https://doi.org/10.1021/ie070415u>.
 24. Singh B, Singh BP, Cowie AL (2010) Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*, 48, 516-525. <https://doi.org/10.1071/SR10058>.
 25. Novak JM, Lima I, Xing B, Gaskin JW, Steiner C, Das KC, Schomberg H (2009) Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*, 3(1), 195-206.

26. Uchimiya M, Lima IM, Thomas Klasson K, Chang S, Wartelle LH, Rodgers JE (2010) Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58, 5538-5544. <https://doi.org/10.1021/jf9044217>.
27. Uchimiya M, Wartelle LH, Klasson KT, Fortier CA, Lima IM (2011) Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59, 2501-2510. <https://doi.org/10.1021/jf104206c>.
28. Zhang D, Pan G, Wu G, Kibue GW, Li L, Zhang X, Liu X (2016) Biochar helps enhance maize productivity and reduce greenhouse gas emissions under balanced fertilization in a rainfed low fertility inceptisol. *Chemosphere*, 142, 106-113. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.088>.
29. Lee SI, Park WK, Kim GY (2016) Effect of carbonized biomass application on organic carbon accumulation and soy bean yields in upland soil. *Korean Journal Soil Science Fertilizer*, 49(1), 1-6. <http://dx.doi.org/10.7745/KJSSF.2016.49.1.001>.
30. Robertson SJ, Rutherford MP, Lopez-Gutierrez JC, Massicotte HB (2012) Biochar enhances seedling growth and alters root symbioses and properties of sub-boreal forest soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 92, 329-340. <https://doi.org/10.4141/cjss2011-066>.
31. Yi YS, Choi DY, Cho HJ, Heo JY, Lee YH (2020) Effect of wood-derived biochar application on the soil microbial community in upland field. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 53, 50-58. <https://doi.org/10.7745/KJSSF.2020.53.1.050>.
32. Chen J, Kim H, Yoo G (2015) Effects of biochar addition on CO₂ and N₂O emissions following fertilizer application to a cultivated grassland soil. *PLoS One*, 10, 5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126841>.
33. Kloss S, Zehetner F, Dellantonio A, Hamid R, Ottner F, Liedtke V, Schwanninger M, Gerzabek MH, Soja G (2012) Characterization of slow pyrolysis biochars: Effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. *Journal of Environmental Quality*, 41, 990-1000. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0070>.
34. Ahmad M, Lee SS, Dou X, Mohan D, Sung JK, Yang JE, Ok YS (2012) Effects of pyrolysis temperature on soybean stover and peanut shell derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresource Technology*, 118, 536-544. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.042>.
35. Baldock JA, Smernik RJ (2002) Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33, 1093-1109. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00062-1).
36. Brewer CE, Chuang VJ, Masiello, CA, Gonnermann H, Gao X, Dugan B, Driver LE, Panzacchi P, Zygourakis K, Davies CA (2014) New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass Bioenergy*, 66, 176-185. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.059>.
37. Sun F, Lu S (2014) Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177, 26-33. <https://doi.org/10.1002/jpln.201200639>.
38. Park JH, Kang SW, Yun JJ, Lee SG, Kim SH, Beak JS, Cho JS (2021) Effects of co-application of biochars and composts on lettuce growth. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 54, 151-160. <https://doi.org/10.7745/KJSSF.2021.54.2.151>.
39. Abe F (1988) The thermochemical study of forest biomass. *Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute*, 352, 1-95. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19890630441>.
40. Shinogi Y, Kanri Y (2003) Pyrolysis of plant, animal and human waste: physical and chemical characterization of the pyrolytic products. *Bioresource Technology*, 90, 241-247. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00147-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00147-0).
41. Lorenz K, Lal R, Preston CM, Nierop KG (2007) Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contributions from recalcitrant aliphatic bio (macro) molecules. *Geoderma*, 142, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.07.013>.
42. Kolton M, Harel YM, Pasternak Z, Graber ER, Elad Y, Cytryn E (2011) Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 77, 4924-4930. <https://journals.asm.org/doi/10.1128/AEM.00148-11>.
43. Liu X, Zheng J, Zhang D, Cheng K, Zhou H, Zhang A, Kuzyakov Y (2016) Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 554, 259-265. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.179>.
44. Werner C, Kiese R, Butterbach-Bahl K (2007) Soil-atmosphere exchange of N₂O, CH₄, and CO₂ and controlling environmental factors for tropical rain forest sites in western Kenya. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 112, D3. <https://doi.org/10.1029/2006JD007388>.
45. Yanai Y, Toyota K, Okazaki M (2007) Effects of charcoal

- addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53, 181-188. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00123.x>.
46. Woolf D, Amonette JE, Street-Perrott FA, Lehmann J, Joseph S (2010) Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*, 1, 56. <https://doi.org/10.1038/ncomms1053>.
47. Park WK, Kim GY, Lee SI, Shin JD, Jang HY, Na US, So KH (2016) Effect of carbonized rice hull application on increasing soil carbon storage and mitigating greenhouse gas emissions during chinese cabbage cultivation. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 49, 181-193. <http://dx.doi.org/10.7745/KJSSF.2016.49.2.181>.
48. Bi Y, Cai S, Wang Y, Xia Y, Zhao X, Wang S, Xing G (2019) Assessing the viability of soil successive straw biochar amendment based on a five-year column trial with six different soils: Views from crop production, carbon sequestration and net ecosystem economic benefits. *Journal of Environmental Management*, 245, 173-186. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.051>.
49. Yeboah S, Lamptey S, Cai L, Song M (2018) Short-term effects of biochar amendment on greenhouse gas emissions from rainfed agricultural soils of the semiarid loess plateau region. *Agronomy*, 8, 74. <https://doi.org/10.3390/agronomy8050074>.
50. Sial TA, Khan MN, Lan Z, Kumbhar F, Ying Z, Zhang J, Li X (2019) Contrasting effects of banana peels waste and its biochar on greenhouse gas emissions and soil biochemical properties. *Process Safety and Environmental Protection*, 122, 366-377. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.10.030>.
51. Zhu LX, Xiao Q, Shen YF, Li SQ (2017) Microbial functional diversity responses to 2 years since biochar application in silt-loam soils on the Loess Plateau. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 578-584. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.075>.
52. Basalirwa D, Sudo S, Wacal C, Akae F, Oo AZ, Koyama S, Nishihara E (2020) Assessment of crop residue and palm shell biochar incorporation on greenhouse gas emissions during the fallow and crop growing seasons of broccoli (*Brassica oleracea* var. *italica*). *Soil and Tillage Research*, 196, 104435. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104435>.
53. Oo AZ, Sudo S, Akiyama H, Win KT, Shibata A, Yamamoto A, Hirono Y (2018) Effect of dolomite and biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from acidic tea field soil. *PloS One*, 13, 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192235>.
54. Lim SS, Yang HI, Park HJ, Park SI, Seo BS, Lee KS, Lee SH, Lee SM, Kim HY, Ryu JH, Kwak JH, Choi WJ (2020) Land-use management for sustainable rice production and carbon sequestration in reclaimed coastal tideland soils of South Korea: A review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 66(1), 60-75. <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1674121>.
55. Wang J, Xiong Z, Kuzyakov Y (2016) Biochar stability in soil: meta analysis of decomposition and priming effects. *Gcb Bioenergy*, 8, 532-543. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>.
56. Xu HJ, Wang XH, Li H, Yao HY, Su JQ, Zhu YG (2014) Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an acidic soil planted with rape. *Environmental Science & Technology*, 48, 9391-9399. <https://doi.org/10.1021/es5021058>.
57. Liu X, Ye Y, Liu Y, Zhang A, Zhang X, Li L, Zheng J (2014) Sustainable biochar effects for low carbon crop production: a 5-crop season field experiment on a low fertility soil from Central China. *Agricultural Systems*, 129, 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2014.05.008>.
58. Li B, Fan CH, Xiong ZQ, Li QL, Zhang M (2015) The combined effects of nitrification inhibitor and biochar incorporation on yield-scaled N₂O emissions from an intensively managed vegetable field in southeastern China. *Biogeosciences*, 12, 6. <https://doi.org/10.5194/bg-12-2003-2015>.
59. Li B, Fan CH, Zhang H, Chen ZZ, Sun LY, Xiong ZQ (2015) Combined effects of nitrogen fertilization and biochar on the net global warming potential, greenhouse gas intensity and net ecosystem economic budget in intensive vegetable agriculture in southeastern China. *Atmospheric Environment*, 100, 10-19. <https://doi.org/10.5194/bg-12-2003-2015>.
60. Wang J, Chen Z, Xiong Z, Chen C, Xu X, Zhou Q, Kuzyakov Y (2015) Effects of biochar amendment on greenhouse gas emissions, net ecosystem carbon budget and properties of an acidic soil under intensive vegetable production. *Soil Use and Management*, 31, 375-383. <https://doi.org/10.1111/sum.12202>.
61. Fan C, Chen H, Li, B, Xiong Z (2017) Biochar reduces yield-scaled emissions of reactive nitrogen gases from vegetable soils across China. *Biogeosciences*, 14, 11. <https://doi.org/10.5194/bg-14-2851-2017>.
62. Yang X, Meng J, Lan Y, Chen W, Yang T, Yuan J, Han J (2017) Effects of maize stover and its biochar on soil CO₂ emissions and labile organic carbon fractions in

- Northeast China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 240, 24-31. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8500-0>.
63. Zhang A, Cheng G, Hussain Q, Zhang M, Feng H, Dyck M, Wang X (2017) Contrasting effects of straw and straw derived biochar application on net global warming potential in the Loess Plateau of China. *Field Crops Research*, 205, 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.02.006>.
64. He T, Liu D, Yuan J, Luo J, Lindsey S, Bolan N, Ding W (2018) Effects of application of inhibitors and biochar to fertilizer on gaseous nitrogen emissions from an intensively managed wheat field. *Science of the Total Environment*, 628, 121-130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.048>.
65. Sial TA, Lan Z, Wang L, Zhao Y, Zhang J, Kumbhar F, Shah AN, (2019) Effects of different biochars on wheat growth parameters, yield and soil fertility status in a silty clay loam soil. *Molecules*, 24, 1798. <https://doi.org/10.3390/molecules24091798>.
66. Watanabe A, Ikeya K, Kanazaki N, Makabe S, Sugiura Y, Shibata A (2014) Five crop seasons records of greenhouse gas fluxes from upland fields with repetitive applications of biochar and cattle manure. *Journal of Environmental Management*, 144, 168-175. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.032>.