

# 혐기조건에서 석탄바닥재가 토양호흡량 및 미생물 생체량에 미치는 영향

박종찬 · 정덕영<sup>1</sup> · 한광현\*

충북대학교 환경생명화학학과, <sup>1</sup>충남대학교 생물환경화학학과

## Effects of Bottom Ash Amendment on Soil Respiration and Microbial Biomass under Anaerobic Conditions

Jong Chan Park, Doug Young Chung<sup>1</sup>, and Gwang Hyun Han\*

Department of Environmental & Biological Chemistry, Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea

<sup>1</sup>Department of Bioenvironmental Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea

Soil respiration under flooded conditions is considered to be very small compared with aerobic soil respiration of soil organic matter. However, anaerobic decomposition of soil plays a key role in carbon cycling in flooded ecosystems. On the other hand, coal-ash wastes, such as fly ash and bottom ash, are known to function as a soil amendment for mitigating CO<sub>2</sub> emission and enhancing carbon sequestration in up land soils. In this study, we investigated bottom ash as a soil amendment for mitigating CO<sub>2</sub> emission, and thus enhancing carbon sequestration under anaerobic conditions. We observed that amendment of bottom ash without external organic source led to significant reduction in CO<sub>2</sub> emission rate and in total cumulative CO<sub>2</sub> emission flux over the incubation period, which was proportional to the amount of bottom ash applied. We also found that soil microbial biomass increased in response to application of bottom ash. These results suggest that bottom ash can be utilized to store CO<sub>2</sub> as a stable soil organic carbon in flooded ecosystems, as in aerobic situations.

**Key words:** Carbon sequestration, Global warming, Microbial decomposition, Waste management

### 서 언

담수 토양은 호기 상태의 토양에 비해 유기물의 분해 속도가 느리고, 담수총과물로 포화된 공극들이 토양에서 생성된 이산화탄소에 대해 대기로의 확산/이동을 가로막는 역할을 하기 때문에, 혐기상태의 토양호흡량은 자주 무시할 수 있는 수준으로 취급되기도 한다 (Campbell et al., 2001; Miyata et al., 2000; Heinsch et al., 2004). 하지만, 다른 많은 연구들에서 (Kimura et al., 2004; Han et al., 2007), 토양 중 식물 잔재 및 광합성 산물들의 미생물에 의한 혐기적 분해는 이산화탄소 및 메탄의 발생을 유발하는 매우 활발한 과정이며, 논과 같은 담수 생태계의 탄소순환을 결정하는 주요한 역할을 하는 것으로 알려져 있다. 혐기적 조건 하에서 복잡하고 거대한 유기물들은 먼저 가수분해되어 수용성 당류, 아미노산 및 비교적 긴 사슬의 유기산으로 전환된다 (Ralph and Dong, 2010). 이들 가수분해 산물들은 토양에 존재하는 산생성균들에 의해 간단한 유기산들 (아세트

산, 프로피온산, 부틸산 등), 에탄올, 그리고 이산화탄소로 분해된다 (Ostrem and Themelis, 2004). 한편, 이렇게 생성된 아세트산과 이산화탄소는 메탄 생성균들에 의해 메탄으로 전환된다 (Conrad et al., 2002). 이산화탄소와 메탄은 최근 우려되고 있는 지구 온난화 및 기후변화의 원인 물질들로 받아들여지고 있으며, 혐기 및 호기 조건에서 이들 가스의 대기 방출량을 저감하기 위한 다양한 노력들이 이루어 지고 있다 (IPCC, 2001).

화력발전소 등에서 석탄을 연소한 후 발생하는 부산물인 석탄회 (coal ash)의 발생량은 원료 석탄의 10%~40%에 달하고, 연간 800만톤 정도가 발생하고 있는 것으로 알려져 있다 (Jeon et al., 2000; Lee et al., 2010; Lee, 2011). 이 석탄 연소부산물 중 미립자들로 이루어진 비산회 (fly ash)가 전체 석탄회의 약 70%를 차지하고, 상대적으로 입자가 커서 연소 장치의 하부로 낙하하여 쌓이는 석탄바닥재 (bottom ash)가 약 10%~15%를 차지한다. 비산회와 석탄바닥재 모두 다량의 금속 산화물 (CaO, MgO 등)을 포함하고 있으므로, 일반적으로 pH가 8 이상의 알칼리성이며, 높은 Si 및 Al 함량을 보인다 (Kishor et al., 2010). 그러나, 석탄바닥재는 비산회에 비해 상대적으로 금속 산화물의 비중이 낮아 pH가 중성에 더 가깝고 (Wearing et al., 2004), 다공성으로 상대적으로 높은 공극율 및 투수도를 가지며, 영양

접수 : 2012. 2. 22 수리 : 2012. 3. 15

\*연락처 : Phone: +82432612563

E-mail: hangh@chungbuk.ac.kr

물질에 대한 잠재적 함유량이 더 큰 성질을 가진다 (Lee, 2011). 따라서 토양에 처리되었을 때 석탄바닥재는 비산회에 보다 다양한 물리 화학적 장점을 보일 수 있다고 보고된 바 있다 (Black and Zimmerman, 2002; Lee, 2011). 또한, 석탄 연소 부산물을 토양에 처리하였을 때, 토양의 산도 교정, 물리성 개선, 양분 보유능 향상 등 다양한 토양 질 향상 효과를 가져올 수 있기 때문에, 궁극적으로 토양의 탄소 격리능을 향상시키는 효과가 있음을 다수의 연구자들이 보고하였다 (Amonette et al., 2003; Palumbo et al., 2004; Palumbo et al., 2007, Jala and Goyal, 2006). 아울러 비산회에 포함된 금속산화물들이 토양부식의 형성에 관여하는 미생물들의 polyphenol oxidase 와 laccase 효소를 활성화함으로써 토양 탄소 격리 작용을 촉진한다고 알려져 있고 (Amonette et al., 2003), 비산회에 포함된 금속성분들이 토양 미생물들에 의해 환원되는 과정에 이산화탄소와 결합함으로써 FeCO<sub>3</sub>와 CaCO<sub>3</sub>와 같은 침전의 형태로 탄소를 격리하는 효과가 있음이 보고된 바 있다 (Phelps et al., 2003). 한편, Yun (2010)은 석탄바닥재의 다공성 표면이 토양미생물들이 정착하는 적절한 담체로서 기능함을 보고하였는데, 이 역시 석탄바닥재가 토양 탄소의 격리에 긍정적으로 기여하는 것을 나타낸다.

이에 본 연구는 유기물 (청보리)이 처리된 토양에서 석탄바닥재가 토양 미생물들의 분해 및 호흡량에 미치는 영향을 직접 제작한 호기순환 호흡계를 이용하여 실시간 모니터링 하였고, 이를 통해 (1) 석탄 바닥재의 처리 수준에 따른 토양미생물의 호흡속도의 차이, (2) 석탄바닥재의 처리 수준과 유기물의 성질에 따른 이산화탄소 발생량의 경시적 변화, 그리고 (3) 석탄바닥재가 가진 전반적인 이산화탄소 발생 저감 효과를 평가하고자 하였다.

## 재료 및 방법

**공시토양 및 석탄바닥재의 이화학적 특성** 공시토양은 충북대학교 농업생명환경대학 시험포장의 논토양을 2011년 12월에 채취하였고, 석탄바닥재는 보령 발전소에서 2010년에 채취한 것을 사용하였다. 공시토양과 석탄바닥재의 이화학적 특성은 Table 1과 같다. 공시토양의 경우 비교적 낮은 영양물질을 함유하는 약 산성 토양으로 조사되었고, 석탄바닥재의 경우 약 알칼리성을 띠며, 전기전도도 (EC)가

1.28 dS m<sup>-1</sup>로 비교적 높은 수준으로 분석되었다.

공시토양 및 석탄바닥재의 이화학적 특성의 분석은 농업과학기술원 표준분석방법 (RDA, 2000)과 미국토양화학분석법 (SSSA, 1996)에 준하여 시행하였으며, 논토양은 풍건 후 분석 하였고, 석탄바닥재의 경우 2 mm 체를 통과 한 것만 분석에 사용하였다. pH 와 EC 는 토양과 증류수의 비를 1:5 로 혼합하여 30분간 진탕한 후 pH meter (Orion model 350, USA)와 EC meter (Orion model 350, USA)로 측정하였다. 암모니아태 질소와 질산태 질소는 토양과 2 M KCl의 비를 1:10 으로 혼합하여 1시간 동안 진탕한 다음 추출한 후 암모니아태 질소는 Na<sub>2</sub>Fe(CN)<sub>5</sub>NO·2H<sub>2</sub>O를 이용하여 발색시킨 후 UV-Spectrophotometer (U-2900, HITACHI, Tokyo, Japan)를 사용하여 672 nm에서 흡광도를 측정하였다 (Mulvaney, 1996). 질산태 질소는 TRI 용액 (NaC<sub>7</sub>H<sub>5</sub>O<sub>3</sub> + NH<sub>4</sub>OSO<sub>2</sub>NH<sub>2</sub> + NaCl)으로 발색시킨 후 UV-Spectrophotometer 로 412 nm에서 분석하였다 (Yang et al., 1998). 유효인은 1 M NH<sub>4</sub>F 로 침출시킨 후 Ascorbic acid 법으로 발색시켜 UV-Spectrophotometer를 사용하여 880 nm에서 측정하였다. 미생물 생체량 분석은 토양 혼중 추출법 (Horwath and Paul, 1996)으로 하였으며, 토양 중 존재하는 유기탄소를 토양과 0.5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>의 비율을 1:5로 하여 추출한 다음 유기탄소 분석기 (Sievers 900, General Electronic, Boulder, USA )를 사용하여 측정하였다.

**처리구** 혐기조건에서의 석탄바닥재가 유기물 분해 및 미생물생체량에 미치는 영향을 조사 하기 위해 제작한 처리구는 다음과 같다. 토양 (S), 토양 + 석탄바닥재 10% (S+BA10), 토양 + 석탄바닥재 30% (S+BA30), 토양 + 청보리 (S+B), 토양 + 청보리 + 석탄바닥재 10% (S+B+BA10), 토양 + 청보리 + 석탄바닥재 30% (S+B+BA30)로 총 6개 처리구를 4반복씩 총 24개의 처리구를 제작하였으며, 2011년 12월 2일에 항온배양을 시작하여 (35°C), 2012년 1월 2일까지 (32일) 이산화탄소 발생량을 측정하였다. 180 cm<sup>3</sup>의 토양컬럼에 토양은 건조량 기준으로 100 g을 사용하였으며, 혐기상태를 유지하기 위하여 토양을 수분으로 포화시킨 후 담수심을 1 cm 수준으로 하였다. 토양컬럼에 건조토양 100 g 기준으로 석탄바닥재를 10%, 30% 수준으로 처리하였고, 청보리는 건조 분쇄한 입자크기가 0.5 mm~2 mm 이하의 것을 일괄적으로 1 g 처리하였다. 청보리의 전질소 함량은 2%였

**Table 1.** Chemical characteristics of the examined paddy soil and bottom ash.

|            | pH<br>(1:5) | EC<br>dS m <sup>-1</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N<br>----- mg kg <sup>-1</sup> ----- | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | Avail. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> |
|------------|-------------|--------------------------|--|---------------------------------|--------------------------------------|
| Paddy soil | 6.4 ± 0.25  | 0.04 ± 0.001             | 13.0 ± 0.72  | 0.1 ± 4.94                      | 47.8 ± 2.61                          |
| Bottom ash | 7.9 ± 0.04  | 1.28 ± 0.04              | 12.5 ± 0.37  | 6.1 ± 1.15                      | 8.2 ± 2.44                           |

\*The shown errors are standard errors (n=4).

며, 총탄소 함량은 39.4%였다. C/N 비율은 20으로 측정되었고, 분석은 충청북도 농업기술원의 원소분석기(Variomax, Elemental, Hanau, Germany)를 사용하여 분석하였다.

**이산화탄소 발생 모니터링을 위한 호흡계** 혐기조건에서의 이산화탄소 발생 실시간 모니터링을 위해 제작한 호흡계는 데이터로거 (CR1000, Campbell scientific, Logan, USA)를 사용하여 실시간으로 이산화탄소 농도를 측정/저장할 수 있도록 하였고, 항온 조건을 유지시키기 위하여 항온 수조 (119 cm × 38 cm × 38 cm)를 제작하여 사용하였다. 호흡계는 수분공급 라인과 이산화탄소 발생 플럭스 분석라인으로 구성되었고, 수분공급라인은 외부공기를 수증기 발생기 (RHH-5010M, Daewoo, Seoul, Korea)를 통과시켜 수분으로 포화시킨 다음 토양 컬럼에 공급된 후 외부로 배출되게 함으로써, 항상 토양 컬럼의 담수심을 1 cm 수준으로 유지시켜 주었다 (토양 컬럼 당 약 250 mL min<sup>-1</sup>). 이산화탄소 농도 분석 시 대기중의 공기 유입에 의한 이산화탄소 농도 희석을 막기 위하여 3 방향 솔레노이드 밸브를 사용해서 독립적으로 구성되게 하였다. 토양 컬럼을 통하여 실내 온도에서 수분으로 과포화된 공기는 펠티어 냉각 제습기 (DIY-003A, PTC, Seoul, Korea)를 통하여 5°C에서 수분을 제거하였고, 이후 건조된 공기는 유량조절기 (KRO-4001, T&S, Seoul, Korea)를 통하여 일정한 유량 (1 L min<sup>-1</sup>)으로 이산화탄소 분석기를 통과한 다음 다시 토양 컬럼으로 재유입되게 하였다. 이산화탄소 분석기는 데이터로거와 연결되어 있어 측정된 이산화탄소 농도를 실시간으로 저장되게 하였으며, 컬럼 당 2분 연속 측정하였다. 각 토양 컬럼은 매 3시간마다 이산화탄소 발생량을 즉시 저장하였고, 이중 최종 1분 동안의 측정 농도를 매 3초마다 저장하여 매 분석 시 20개의 이산화탄소 농도를 저장하게 하였다.

**CO<sub>2</sub> 발생 플럭스** 이산화탄소 농도는 폐쇄고정형 챔버 (Closed static chamber)의 계산식에 따라 계산하였으며, 식은 다음과 같다(Rochette and Hutchinson 2005).

$$F \text{ (mol min}^{-1} \text{ m}^{-2}) = \Delta C / \Delta t * (V/A) * M \quad (1)$$

여기서,  $\Delta C$ 는 CO<sub>2</sub> 농도의 변화량 (ppm),  $\Delta t$ 는 시간의 변화 (min),  $\Delta C / \Delta t$ 는 시간에 따른 CO<sub>2</sub> 농도의 증가분 (ppm min<sup>-1</sup>),  $V$ 는 챔버의 부피 (m<sup>3</sup>),  $A$ 는 챔버의 넓이 (m<sup>2</sup>),  $M$ 은 공기의 밀도 (mol m<sup>-3</sup>) 값이다.  $\Delta C$ 와  $\Delta t$ 는 데이터로거에 의하여 수집되는 값이고, 챔버의 부피와 넓이는 토양, 석탄바닥재, 그리고 담수심을 제외하고 남은 토양 컬럼의 공간과 측정 시 사용되는 이산화탄소 분석 라인을 고려하여 계산하였다. 공기의 용적 몰 밀도 (44.6 mol m<sup>-3</sup>; 0°C, 101.3 kPa)는 온도와 압력에 대해 보정한 후 사용하였다.

## 결과 및 고찰

**이산화탄소 발생 속도** 토양 유기물의 혐기 분해에 의한 이산화탄소 발생 속도는 Fig. 1에서와 같이 각 처리구 별로 뚜렷한 차이를 보였다. 이산화탄소의 발생 속도가 가장 높은 시기 (항온배양 130시간 경과)에 석탄바닥재 10%, 30% 처리구는 각각 0.35 ppm sec<sup>-1</sup>, 0.30 ppm sec<sup>-1</sup>의 증가속도를 보였으며 (Fig. 1a), 이는 대조구의 이산화탄소 발생속도에 대하여 각각 52%, 44% 수준으로 석탄바닥재처리는 혐기 조건에서 이산화탄소 발생을 저감하는 효과가 있음을 의미한다. 유기물과 석탄바닥재를 혼합 처리한 경우 (Fig. 1b), 이산화탄소 방출속도는 석탄바닥재 10%, 30% 처리구, 무처리구 각각 1.49 ppm sec<sup>-1</sup>, 1.28 ppm sec<sup>-1</sup>, 1.52 ppm sec<sup>-1</sup>이었다. 석탄바닥재 10% 처리의 경우에는 석탄바닥재를 처리하지 않은 처리구와 유의한 차이가 없었으나, 30% 처리구의 경우 대조구에 비하여 약 15% 이산화탄소 발생 속도가 감소한 것으로 나타났다. 이상의 결과들은 일반적인 호기 조건의 이산화탄소 발생 속도에 비해 매우 낮은 수준 (1/10

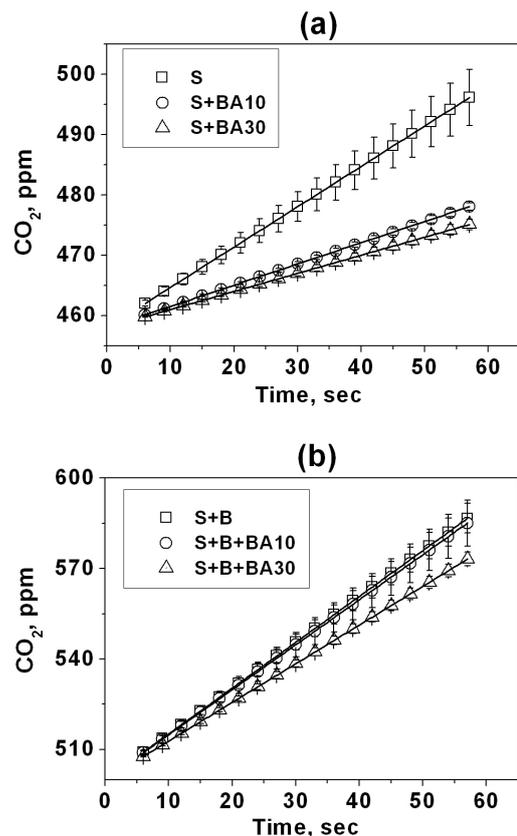


Fig. 1. Comparison of CO<sub>2</sub> emission rates in organic matter and bottom ash amended soils under anaerobic incubation. (a) Bottom ash only and (b) Barley + bottom ash. The shown [CO<sub>2</sub>] changes were obtained when the CO<sub>2</sub> emission rate was maximum (around 130-hrs incubation). S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, B: barley. Error bars represent standard errors (n=4).

이하)이지만, 외부 유기물의 투입 여부에 상관없이 석탄바닥재가 유효하게 이산화탄소 발생속도를 감소시킨다는 것을 의미한다.

**이산화탄소 발생량의 경시적 변화** Fig. 2a는 혐기조건에서 유기물이 미생물에 의해 분해 되면서 발생하는 이산화탄소 방출량에 대한 경시적 변화를 보여주고 있다. 석탄바닥재를 처리한 모든 처리구에서 약 130시간 경과 후에 최대 이산화탄소 발생시점이 관찰되었으며, 최대 발생시점이 지난 후 이산화탄소 발생량은 최대 발생량의 50% 수준 이하로 감소하였다. 석탄 바닥재를 10%, 30% 처리 하였을 때 석탄바닥재를 처리하지 않은 처리구 보다 낮은 수준의 이산화탄소 발생량이 분석되었고, 10% 처리와 30% 처리 사이에는 유의한 차이는 없었다. 석탄바닥재와 유기물을 같이 처리한 경우에도 석탄바닥재 처리에 의해 이산화탄소 발생량이 감소하였으나, 석탄바닥재 처리 수준 증가에 따른 감소는 없었다. 전반적으로 혐기조건 하의 유기물 분해에 의한 이산화탄소 발생은 호기조건에서의 이산화탄소 발생량에 비해 매우 낮은 수준 (약 1/10 이하)이었으며, 최대 이산화탄소

발생 시기 또한 호기조건에서 보다 약 100시간 정도 늦춰졌다 (Jung et al., 2012, a companion paper in this issue or volume).

**총 누적 이산화탄소 발생량** 전체 배양기간 동안 석탄바닥재 및 유기물의 토양 처리에 따른 누적 이산화탄소 발생량 (Fig. 3)은 석탄바닥재 처리수준에 따른 유의한 차이는 없었으나, 석탄 바닥재를 처리 함에 따라 약 33%의 이산화탄소 발생 저감 효과가 있는 것으로 조사되었다. 석탄바닥재와 청보리를 같이 처리하였을 경우에도 마찬가지로 석탄바닥재만 처리하였을 때보다 약 3배 높은 누적 이산화탄소 발생량을 보였으며, 청보리만 처리한 처리구에 비해 약 15%의 이산화탄소 감소율을 보였다. 이상의 결과들은 호기상태에서는 대기중의 산소를 전자수용체로 하여 유기물 분해에 관련된 토양 미생물들이 직접 산소를 이용하지만, 혐기 상태에서는 유기물의 가수분해 후 산생성균에 의해 짧은 유기산과 이산화탄소가 함께 발생하는 기작의 차이에 의해 발생한 것으로 여겨진다 (Kimura et al., 2004).

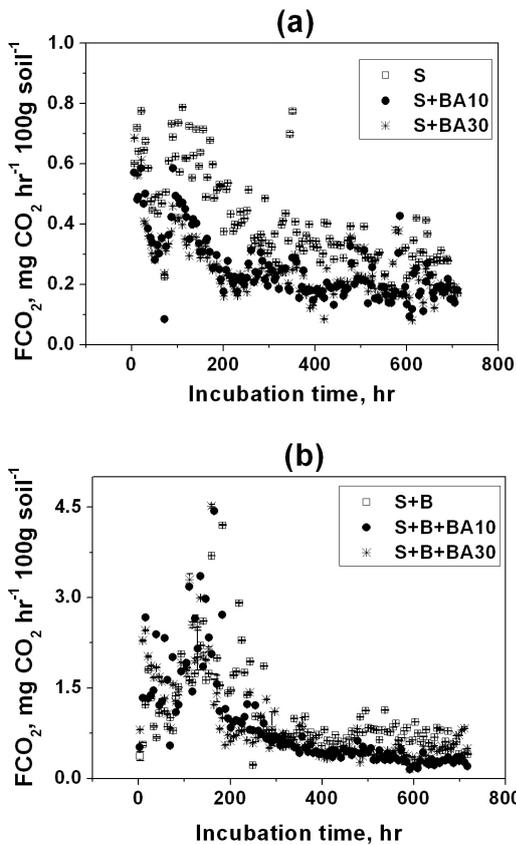


Fig. 2. Temporal variations of CO<sub>2</sub> emission flux in organic matter and bottom ash amended soils under anaerobic incubation. (a) Bottom ash only and (b) Barley + bottom ash. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, B: barley. Error bars represent standard errors (n=4).

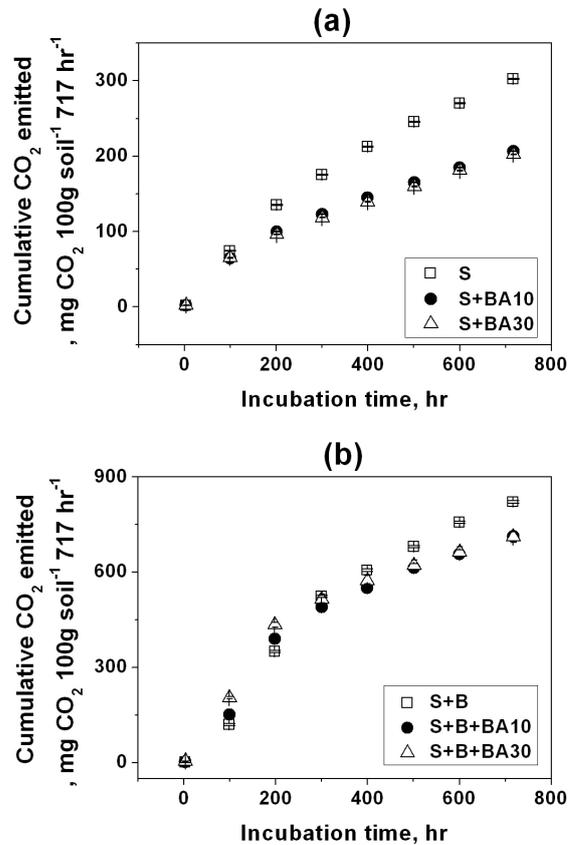


Fig. 3. Comparison of cumulative CO<sub>2</sub> emission flux in organic matter and bottom ash amended soils under anaerobic incubation. (a) Bottom ash only and (b) Barley + bottom ash. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, B: barley. Error bars represent standard errors (n=4).

**토양 미생물생체량** 석탄바닥재 처리에 따른 토양 중 미생물 생체량의 변화는 Fig. 4와 같다. 전반적으로, 청보리의 투여 여부와 상관없이 토양미생물의 생체량은 석탄바닥재 처리수준이 증가함에 따라 비례하여 증가하는 경향이 확인되었다. 외부유기물을 투여하지 않은 경우, 석탄바닥재를 10%, 30% 처리함에 따라 각각 22%, 36%의 미생물 생체량이 증가하였다. 청보리와 석탄바닥재를 혼합 처리한 경우에는, 10% 처리수준에서는 유의한 차이가 없었지만, 30% 처리에서는 석탄바닥재를 처리하지 않은 것에 비해 약 20% 토양 미생물의 생체량 증가가 있었다. 이러한 토양미생물 생체량의 증가는, Yun (2010)이 보고한 바와 같이, 석탄바닥재의 다공성 표면이 토양미생물들이 정착하기에 적절한 공간을 제공할 수 있는 것에 기인한다고 여겨졌다.

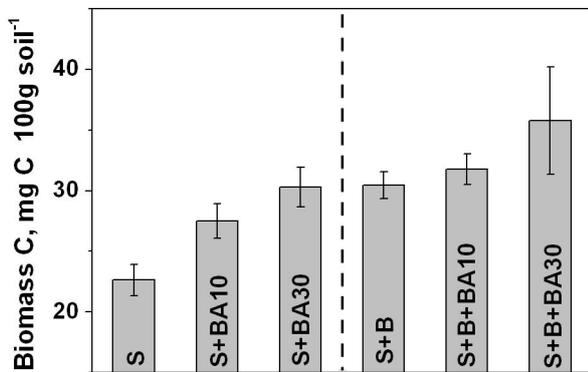
**토양 화학성 변화** 석탄바닥재와 유기물 처리에 따른 토양의 화학성 변화는 Table 2에 제시되어 있다. 석탄바닥재의 토양 처리에서 pH와 EC는 유의미한 변화를 보이지 않았고, 유기물과 석탄바닥재를 함께 처리 한 것 또한, 같은 경향을 보였다. 암모니아태 질소의 경우 석탄바닥재 처리에 따라 감소하는 경향을 보였고, 유기물과 함께 처리한 것 또

한, 감소됨을 보였다. 질산태 질소 함량과 유효인 함량도 암모니아태 질소와 같은 경향을 보였다. 이는, 석탄바닥재 처리에 의하여 토양 중 미생물 생체량이 증가함에 따라 (Fig. 4) 부분적으로 토양 중 존재하는 영양물질들이 미생물 체내로 동화되었을 개연성이 있는 것으로 여겨졌다.

국내에서 발생하는 화력발전소 연소부산물물은 약 830만 톤 정도로, 이중 비산재는 약 70% 정도 재활용되고 있으나, 석탄바닥재는 재활용율이 40% 미만이다 (Lee, 2011). 일반적으로 석탄바닥재의 토양처리가 원활히 이루어지지 않는 이유는 석탄바닥재에 포함된 중금속 등 유해물질에 대한 우려가 가장 큰 이유이다 (Amonette et al., 2003; Jala and Goyal, 2006). 그러나, 중금속 등의 함유량이 높지 않다면, 본 연구의 결과들은 석탄바닥재가 논 등의 담수생태계에서 이산화탄소 발생량을 저감하고, 토양 중 탄소를 안정화 시키는 물론, 토양미생물의 생체량을 증가시키는 목적으로 재활용될 수 있음을 제시한다.

## 요 약

담수 토양에서의 토양호흡량은 호기 상태에 비해 매우 낮은 수준이나, 혐기 상태에서의 유기물의 분해는 담수 생태계의 탄소순환에 매우 중요한 역할을 한다. 한편, 비산회 (fly ash), 석탄바닥재 (bottom ash)와 같은 석탄 연료 부산물들은 이산화탄소 발생을 저감하고 토양 탄소를 격리하는 효과가 있음이 보고된 바 있다. 이에 본 연구는 혐기조건 토양에서 석탄바닥재 단일 처리 및 석탄바닥재와 유기물 혼합 처리가 토양 미생물 호흡량 및 미생물 생체량 변화에 미치는 영향을 조사하였다. 이산화탄소 발생속도는 석탄바닥재 처리에 의해 유의하게 감소하였고, 처리수준에 따라서도 감소하는 것을 보였다. 유기물과 석탄바닥재를 혼합 처리하였을 때에도 발생속도가 감소되는 것을 확인하였다. 석탄바닥재 처리에 따라 토양미생물 생체량은 유의하게 증가하였고, 토양 중 암모니아태 질소, 질산태 질소, 유효인의 함량은 감소하는 경향이 있었다.



**Fig. 4.** Comparison of microbial biomass in organic matter and bottom ash amended soil under anaerobic incubation. S: soil, BA 10: bottom ash 10%, BA 30: bottom ash 30%, B: barely. Error bars represent standard errors (n=4).

**Table 2.** Comparison of chemical properties for bottom ash and organic matter amended soils after 30-dasys anaerobic incubation.

|                | pH<br>(1:5)             | EC<br>dS m <sup>-1</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N<br>-----<br>mg kg <sup>-1</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N<br>-----<br>mg kg <sup>-1</sup> | Avail. P <sub>2</sub> O <sub>5</sub><br>----- |
|----------------|-------------------------|--------------------------|---|---|---|
| S <sup>†</sup> | 7.4 ± 0.07 <sup>‡</sup> | 0.09 ± 0.02              | 15.9 ± 0.96   | 10.0 ± 1.95   | 24.1 ± 0.67                                   |
| S+BA10         | 7.9 ± 0.10              | 0.13 ± 0.01              | 3.9 ± 1.18  | 4.3 ± 0.60  | 11.2 ± 0.29                                   |
| S+BA30         | 7.6 ± 0.09              | 0.15 ± 0.01              | 2.4 ± 1.09  | 9.0 ± 0.27  | 12.5 ± 0.71                                   |
| S+B            | 7.6 ± 0.03              | 0.20 ± 0.01              | 31.8 ± 5.82   | 30.5 ± 1.36   | 57.6 ± 26.96                                  |
| S+B+BA10       | 7.5 ± 0.12              | 0.22 ± 0.01              | 18.4 ± 1.92   | 7.2 ± 3.01  | 28.5 ± 0.69                                   |
| S+B+BA30       | 7.3 ± 0.15              | 0.17 ± 0.04              | 19.3 ± 1.71   | 9.4 ± 2.29  | 25.9 ± 1.40                                   |

<sup>†</sup>S: Soil, B: Barely, BA10: Bottom ash 10%, BA30: Bottom ash 30%.

<sup>‡</sup>The shown errors are standard errors (n=4).

## 사 사

본 연구는 농림수산물부 농림기술개발사업 (과제번호: 109185-03-3-HD120)의 지원에 의해 수행하였음. 연구를 수행함에 있어 시료의 전처리, 화학분석에 도움을 준 충북대학교 환경생명화학과 정석호, 권현재, 김초원, 강보민, 이은진에게 감사한다.

## 인 용 문 헌

- Amonette, J.E., J.B. Kim, C.K. Russell, A.V. Palumbo, and W.L. Daniels. 2003. Enhancement of soil carbon sequestration by amendment with fly ash. International Ash Utilization Symposium, University of Kentucky. USA.
- Black, B.L. and R.H. Zimmerman. 2002. Mixtures of coal ash and compost as substrates for highbush blueberry. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 127(5):869-877.
- Campbell, C.S., J.L. Heilman, K.J. McInnes, L.T. Wilson, J.C. Medley, G. Wu, and D.R. Cobos. 2001. Diel and seasonal variation in CO<sub>2</sub> flux of irrigated rice. *Agric. For. Meteorol.*, 108(1):15-27.
- Conrad, R., M. Klose, and P. Claus. 2002. Pathway of CH<sub>4</sub> formation in anoxic rice field soil and rice roots determined by <sup>13</sup>C-stable isotope fractionation. *Chemosphere.*, 47(8): 797-806.
- Han, G.H., H. Yoshikoshi, H. Nagai, T. Yamada, K. Ono, M. Mano, and A. Miyata. 2007. Isotopic disequilibrium between carbon assimilated and respired in a rice paddy as influenced by methanogenesis from CO<sub>2</sub>. *J. Geophys. Res.*, 112, G02016, doi:10.1029/2006JG000219.
- Hinsch, F.A., J.L. Heilman, K.J. McInnes, D.A. Cobos, D.A. Zuberer, and D.L. Roelke. 2004. Carbon dioxide exchange in a high marsh on the Texas Gulf Coast: Effects of availability. *Agric. For. Meteorol.* 125(12):159-172.
- Horwath, W.R. and E.A. Paul. 1996. Microbial biomass. P. 753-773. In A.L. page et al.(ed.) *Methods of soil analysis, part 2. Microbiological and Biochemical Properties* (1st ed.). Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Intergovernmental panel on climate change (IPCC). 2001. *Climate change 2001: The Scientific basis*, Houghton et al. (eds.), Cambridge Univ. Press, New York, pp. 385 -391.
- Jala, S. and D. Goyal. 2006. Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production. *Bioresource Technology.* 97: 1136-1147.
- Kimura, M., J. Murase, and Y. Lu. 2004. Carbon cycling in rice field ecosystems in the context of input, decomposition and translocation of organic materials and the fates of their end products (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>). *Soil. Biol. Biochem.*, 36(9):1399-1416.
- Kishor, A.K., Ghosh, and D.L. Kumar. 2010. Use of flyash in agriculture: A way to improve soil fertility and its productivity. *Ajar* 4(1):1-14.
- Lee, J.Y. 2011. Assessment of bottom ash amendment on soil and turfgrass qualities in golf course. Doctor thesis. Kangwon national university, Chuncheon, Korea.
- Lee, J.Y., H.Y. Choi, and J.E. Yang. 2010. Physicochemical effects of bottom ash on the turfgrass growth media of sandy topsoil in golf course. *Kor. Turfgrass Sci.* 24(2):199-204.
- Miyata, A., R. Leuning, O.T. Denmead, J. Kim, and Y. Harazono. 2000. Carbon dioxide and methane fluxes from an intermittently flooded paddy field. *Agric. For. Meteorol.*, 102(4):287303.
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen inorganic form. P. 1152-1155. In A.L. page et al.(ed.) *Methods of soil analysis, part 3. Chemical methods* (1st ed.). Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Ostrem, K. and N.J. Themelis. 2004. Greening waste : Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Department of Earth and Environmental Engineering Fu Foundation of School of Engineering and Applied Science, Columbia University, Columbia, USA.
- Palumbo, A.V., J.E. Amonette, J.R. Tarver, L.A. Fagan, S. Meghan, M.S. McNeilly, and W.L. Daniels. 2007. Fly ash characteristics and carbon sequestration potential. World of coal ash (WOCA). Covington. Kentucky. USA.
- Palumbo, A.V., W.L. Daniels, J.A. Burger, J.F. McCarthy, S. Wullschleger, J.E. Amonette, and L.S. Fusher. 2004. Prospects for enhancing carbon sequestration and reclamation of degraded lands with fossil-fuel combustion byproducts. *Adv. Envir. Res.* 8:425-438.
- Phelps, T.J., Y. Roh, and R.J. Lauf. 2003. Biogeochemical processes utilizing fly ash for carbon sequestration. Hilton alexandria mark center. Alexandria. Virginia. USA.
- Ralph, M. and G.J. Dong. 2010. *Environmental microbiology second.*, A jhon wiley and sons, Inc., Publication.
- RDA. 2000. *Methods of analysis of soil and plant*, National Institute of Agricultural Science and Technology, Rural Development Administration, Korea.
- Rochette, P.L. and G.L. Hutchinson. 2005. Measurement of soil respiration in situ: chamber techniques. pp. 247 -286. In A.L. page et al.(ed.) *Micrometeorology in agricultural systems, part 12.* Soil Science Society of Analysis, Madison, WI, USA.
- Soil Science Society of America. 1996. *Methods of soil analysis, part 3 chemical methods.* Madison, Wisconsin, USA.
- Wearing, C., C. Birch, and J. Nairn. 2004. An assessment of Tarong bottom ash for use on agricultural soils. *Dev. Chem. Eng. Mineral Process.*, 12:531-543.
- Yang, J.E., E.D. Skogley, B.E. Schaff, and J.J. Kim. 1998. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin, and soil extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:368-375
- Yun, M.G. 2010. Immobilization of soil bacteria with cal bottom ash for using as microbial carrier. Master thesis. Gyengsang national university, Jinju, Korea.