KHON KAEN AGR. J. 48 (4): 835-844 (2020)./doi:10.14456/kaj.2020.

อิทธิพลของคุณภาพวัสดุอินทรีย์ต่อพลวัตคาร์บอนในดินผ่านกิจกรรมของจุลินทรีย์ดิน

Influence of organic material quality on carbon dynamics in the soil through soil microbial activities

ภาณุเดชา กมลมานิทย์[1*] พฤกษา หล้าวงษา[2] และ ชมัยพร เจริญพร[1]

Bhanudacha Kamolmanit[1*] Phrueksa Lawongsa[2] and Chamaiporn Charoenporn[1]

บทคัดย่อ: การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษากิจกรรมจุลินทรีย์ดินที่ตอบสนองต่อคาร์บอน (C) และไนโตรเจน (N) ของวัสดุอินทรีย์ในสภาพการบ่ม ประกอบด้วย 3 กรรมวิธีทดลอง ดังนี้ 1) ดินไม่ใส่วัสดุอินทรีย์ (ควบคุม) 2) ดินใส่ฟางข้าว และ3) ดินใส่ถ่านชีวภาพ วางแผนการทดลองแบบสุ่มสมบูรณ์ภายในบล็อก (RCBD) จำนวน 3 ซ้ำ ผลการศึกษาพบว่ากรรมวิธีดินใส่ฟางข้าวมีค่า metabolic quotient (qCO_2) สูงที่สุด (0.19-0.2 g /MBC/d) และ microbial quotient C (*q*Mic C) สูงที่สุด (547 mg MBC/g soil C) แต่ส่งผลให้อัตราส่วน MBC/MBN ต่ำที่สุด (7.12) ขณะที่กรรมวิธีดินใส่ถ่านชีวภาพส่งผลให้ *q*Mic C ต่ำที่สุด (342 mg MBC/g soil C) การศึกษานี้พบความสัมพันธ์ในทิศทางบวกระหว่างกิจกรรมของ B-glucosidase และ microbial quotient C (*q*Mic C) ในช่วงแรกของการบ่ม (r = – 0.5828*) บ่งชี้เพิ่มเติมว่าคาร์บอนถูกนำไปใช้ได้ง่ายโดยจุลินทรีย์ในช่วงแรกของการย่อยสลาย เป็นที่น่าสนใจว่าในช่วงท้ายของการบ่ม (วันที่ 42-63) พบความสัมพันธ์ในทิศทางบวกระหว่างเอนไซม์ B-glucosidase กับ MBN (r = 0.6993**) และ microbial quotient N (*q*Mic N) (r = 0.5159*) (P <0.05) และความสัมพันธ์ในทางบวกระหว่างเอนไซม์ phenoloxidase กับ MBN (r = 0.6994**) และ *q*Mic N (r = 0.5159*) ความสัมพันธ์นี้ชี้ให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถปรับกระบวนการชีวสังเคราะห์ตามความต้องการใช้ N ของจุลินทรีย์เพื่อการสังเคราะห์เอนไซม์หมุนเวียนคาร์บอน การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าวัสดุอินทรีย์ที่มี C ย่อยสลายง่ายอย่างเช่นฟางข้าวส่งผลให้จุลินทรีย์ในการใช้ประโยชน์จากคาร์บอนได้ต่ำจึงมีปลดปล่อย CO_2 สู่บรรยากาศปริมาณสูง ขณะที่ถ่านชีวภาพมี C ส่วนต้านทานการย่อยสลายสูงช่วยในเก็บกักคาร์บอนในดินได้นานขึ้นโดยการเหนี่ยวนำจุลินทรีย์ดินให้สะสมไว้ภายในเซลล์มากขึ้น

คำสำคัญ: พลวัตคาร์บอน, การปลดปล่อย CO_2, เอนไซม์หมุนเวียนคาร์บอน, ถ่านชีวภาพ, ฟางข้าว

ABSTRACT: The aim of this study was to investigate soil microbial activity in response to carbon (C) and nitrogen (N) of organic materials under incubation conditions. The incubation experiment consisting of three treatments as follows: 1) untreated soil (control), 2) rice straw treated soil, and

Received October 1, 2019

Accepted February 24, 2020

1 โปรแกรมวิชาเกษตรศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏนครราชสีมา จ.นครราชสีมา 30000

[1] Agriculture Program, Faculty of Science and Technology, Nakhon Ratchasima Rajabhat University, Nakhon Ratchasima 30000

[2] ภาควิชาพืชศาสตร์และทรัพยากรการเกษตร คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น 40002

[2] Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002

[*] Corresponding author: e-mail: bhanudacha@yahoo.com

3) biochar treated soil. The experiment was set up in a randomized complete block design (RCBD) with 3 replications. Results showed that the rice straw treated soil had the highest metabolic quotient (qCO_2) (0.19-0.2 g/MBC/d) and microbial quotient (547 mg MBC/g soil C) but delivered the lowest MBC/MBN ratio (7.12), while the biochar treated soil resulted in the lowest *q*Mic C (342 mg MBC/g soil C). This study found a positive relationship between the activities of B-glucosidase and microbial quotient C (*q*Mic C) at the first phase of incubation (r = - 0.5828*) and indicates that the source of carbon is easily utilized by soil microbes in the initial stages of decomposition. Interestingly, at the later stage of incubation (days 42-63), there was a positive relationship between enzymes B-glucosidase and MBN (r = 0.6993**) and microbial quotient N (*q*Mic N) (r = 0.5159*) ($P < 0.05$) and positive relationship between enzymes phenoloxidase and MBN (r = 0.6994**) and *q*Mic N (r = 0.5159*). These relationships suggest that soil microbes can adjust the biosynthesis process according to the microbial N demand for the synthesis of carbon-cycling enzymes. This study shows that organic materials with carbon easily decomposed, such as rice straw, cause microbes to make use of low carbon, thus releasing high amounts of CO_2 into the atmosphere. While biochar has high resistant decomposable C compounds, helping to store carbon in the soil for a longer time by inducing soil microbes to accumulate within the cells.

Keywords: C dynamics, CO_2 emissions, C-cycling enzyme activities, biochar, rice straw

บทนำ

จุลินทรีย์ดินมีบทบาทในการย่อยวัสดุอินทรีย์ที่เข้าสู่ดินเพื่อเปลี่ยนรูปเป็นธาตุอาหารพืชหรืออินทรียวัตถุ (Hoorman and Islam, 2010) จุลินทรีย์ดินใช้คาร์บอน (C) และไนโตรเจน (N) ในการสร้างเซลล์ บางส่วนของ C ถูกเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของมวลชีวภาพจุลินทรีย์ขณะที่บางส่วนถูกใช้เป็นแหล่งพลังงานแล้วปลดปล่อยในรูป CO_2 สู่บรรยากาศ โดยการสะสม C ของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย อาทิ C/N ratio (Puttaso et al., 2011) และความซับซ้อนในองค์ประกอบทางเคมีของวัสดุอินทรีย์ (Coyne, 1999) ในการศึกษาของ Puttaso et al. (2011) พบว่าการนำวัสดุอินทรีย์ที่มี C ส่วนที่ต้านทานต่อการย่อยสลาย (recalcitrant C compound) สูง ได้แก่ ใบพลวง (*Dipterocarpus tuberculatus*) ซึ่งมีลิกนินและโพลีฟีนอลส์เท่ากับ 175.5 และ 64.9 g/kg ตามลำดับ เมื่อใส่ลงในดินส่งผลให้มวลชีวภาพจุลินทรีย์คาร์บอน (soil microbial biomass C) มีค่าต่ำกว่าการใส่ฟางข้าว (*Oryza sativa*) (ลิกนินและโพลีฟีนอลส์เท่ากับ 28.7 และ 6.5 g/kg ตามลำดับ) เกือบทุกช่วงเวลาของการย่อยสลาย อย่างไรก็ตาม Kamolmanit et al. (2013) ได้ทำการศึกษาเอนไซม์ที่ย่อยสลาย C ในตัวอย่างดินชนิดเดียวกันนี้กลับพบว่ากิจกรรมของเอนไซม์ B-glucosidase phenoloxidase และ peroxidase กลับเพิ่มขึ้นสูงในดินที่ใส่วัสดุอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลาย เช่น ฟางข้าว ซึ่งยังพบว่ามีส่วนสำคัญในการเพิ่มคาร์บอนที่ละลายน้ำได้ (dissolved organic C, DOC) ส่วนที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 1 kDa ในดินดังกล่าว (Kunlanit et al., 2019) อย่างไรก็ตามการศึกษาของ Puttaso et al. (2011) พบว่าการใส่วัสดุอินทรีย์ที่มี C ส่วนที่ต้านทานต่อการย่อยสลาย (ใบพลวง) สามารถเพิ่มการสะสมคาร์บอนในดิน (SOC) ได้เพิ่มขึ้น 27 และ 61% เมื่อเทียบกับการใส่ฟางข้าวและดินที่ไม่มีการใส่สารอินทรีย์ตามลำดับ จึงเห็นได้ว่าการเลือกใช้วัสดุอินทรีย์เพียงชนิดเดียวอาจไม่สามารถตอบสนองเป้าหมายของการสะสม C ในดินและขณะเดียวกันก็สามารถหมุนเวียน C ส่วนที่เป็นประโยชน์ให้แก่จุลินทรีย์ที่มีเป้าหมายมุ่งเน้นความอุดมสมบูรณ์ของดินในทางชีววิทยาได้ ปัจจุบันมีการใช้ประโยชน์จากวัสดุอินทรีย์ประเภทถ่านชีวภาพเพื่อการปรับปรุงดินเพิ่มมากขึ้นโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อใช้เป็นแหล่งของธาตุอาหารพืชให้กับดิน (Kizito et al., 2019; Limwikran et al., 2019) เพิ่มมวลชีวภาพ อาทิ อาร์บัสคูลาร์ไมคอร์ไรซา (Warnock et al., 2010) และกิจกรรมของเอนไซม์หมุนเวียน C ในดิน (Kamolmanit et al., 2019) นอกจากนี้ข้อดีประการสำคัญของถ่านชีวภาพคือการมีโครงสร้างที่ประกอบด้วย C รูปที่ง่ายและยากต่อการย่อยสลายในวัสดุเดียวกันโดยสัดส่วนดังกล่าวขึ้นอยู่กับชนิดของวัตถุดิบและสภาวะที่ใช้ในการผลิต (Kamara et al.,

2015) การใส่ถ่านชีวภาพลงในดินจึงมีความเป็นไปได้สูงที่จะส่งเสริมการสะสม C ในดินในรูปที่มีการหมุนเวียนช้าและสามารถเป็นแหล่ง C ให้จุลินทรีย์ดินซึ่งเป็นรูปที่มีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็ว การเลือกใช้วัสดุอินทรีย์ที่สามารถให้ (source) แหล่ง C เพื่อการเก็บกัก (sink) ในเซลล์จุลินทรีย์ให้นานขึ้นจึงเป็นยุทธศาสตร์ลดการปลดปล่อย CO_2 ออกสู่บรรยากาศได้ เนื่องจากการคงอยู่ของอินทรียวัตถุในดินเป็นผลมาจากการสร้าง-สลายที่เกิดจากการกระตุ้นด้วยวัสดุอินทรีย์ที่ใส่ลงในดินผ่านทางกิจกรรมจุลินทรีย์ (Kuzyakov et al. 2000) การตรวจวัดตัวชี้วัด อาทิ มวลชีวภาพจุลินทรีย์ กิจกรรมเอนไซม์ และการปลดปล่อย CO_2 จึงถูกนำมาใช้เพื่อตรวจวัดเส้นทาง (fate) ของการหมุนเวียน C โดย Puttaso et al. (2011) ใช้การหายใจของจุลินทรีย์ต่อมวลชีวภาพ C (qCO_2)เพื่อแสดงประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการนำ C มาใช้เพื่อสร้างเซลล์ ค่า qCO_2 ยังแสดงความเป็นประโยชน์ของ C ต่อจุลินทรีย์ (Xu et al., 2006) ขณะที่ค่า microbial quotient (*q*Mic C และ N) สามารถบ่งชี้สถานะการสร้าง-สลาย (พลวัต) คาร์บอนที่สะสมในดิน (C sequestration) (Anderson and Domsch, 1993) อย่างไรก็ตามการศึกษาส่วนใหญ่ยังขาดความเชื่อมโยงความสัมพันธ์ระหว่างตัวชี้วัดเหล่านี้ การศึกษาในสภาพบ่ม (incubation) ที่มีการควบคุมปัจจัยสภาพแวดล้อมซึ่งจะช่วยให้เข้าใจศักยภาพของจุลินทรีย์ในการใช้แหล่ง C ที่เกิดขึ้นจริงตามช่วงเวลาของการย่อยสลาย โดยเฉพาะความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยทางชีวภาพ อาทิ การปลดปล่อย CO_2 และการนำไปใช้สร้างมวลชีวภาพจุลินทรีย์ ที่สามารถเกิดขึ้นและมีการเปลี่ยนแปลงได้อย่างรวดเร็วระหว่างการย่อยสลายวัสดุอินทรีย์ แตกต่างจากสภาพแปลงทดลองไร่-นาที่มีข้อจำกัดทางสภาพภูมิอากาศ ความชื้น และระดับความลึกเป็นปัจจัยที่ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์รวมถึงอัตราการสลายตัวของคาร์บอน (C mineralization, qMic C) (Insam, 1990; Cañizales-Paredes et al. 2012) การศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการใช้ถ่านชีวภาพเพื่อการเก็บกักคาร์บอนในดินโดยมุ่งเน้นศึกษาพลวัตของคาร์บอนจากการสะสมในรูปของมวลชีวภาพจุลินทรีย์และการปลดปล่อย C ในรูปของ CO_2

วิธีการศึกษา

การศึกษาในสภาพการบ่ม

เก็บตัวอย่างดินจากศูนย์ฝึกอบรมและวิจัยทางการเกษตร มหาวิทยาลัยราชภัฏนครราชสีมา ต. ไชยมงคล อ. เมือง จ. นครราชสีมา พิกัด (14°51′16″ N 102°04′12″E) จัดอยู่ในกลุ่มชุดดินที่ 40 (ได้แก่ ชุดดินจักราช ชุดดินชุมพวง และชุดดินห้วยแถลง) อ้างตามระบบนำเสนอแผนที่ชุดดิน (กรมพัฒนาที่ดิน, 2559) สมบัติเนื้อดินที่ระดับความลึก 0-15 cm เป็นดินเนื้อทรายร่วนประกอบด้วยอนุภาคทราย ทรายแป้ง และดินเหนียวเป็น 71.1 12.6 และ 16.3 % ตามลำดับ (Kamolmanit et al., 2018) สมบัติของดินและวัสดุอินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาแสดงดัง **Table 1** ฟางข้าวได้จากเก็บเกี่ยวข้าวขาวดอกมะลิ 105 ถ่านชีวภาพผลิตจากไม้สัมปทานประกอบด้วยไม้สะเดามากกว่า 40% และไม้ผสม อาทิ ประดู่ เต็ง รัง กระถิน ฉำฉา และมะค่า 60% เผาด้วยเตาดินเหนียวขนาด 3 x 3 x 1.8 m ความจุ 16.2 m^3 ใช้เวลาในการเผา 288 h และอบ 720 h ร่อนตัวอย่างดิน ถ่าน และฟางข้าวผ่านตะแกรงร่อนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 2 mm ก่อนใช้วางแผนการทดลองแบบ randomized complete block design จำนวน 3 block กรรมวิธีทดลองประกอบด้วย 1) ดินไม่ใส่วัสดุอินทรีย์ (untreated soil) 2) ดินใส่ฟางข้าว (rice straw treated soil) และ3) ดินใส่ถ่านชีวภาพ (biochar treated soil) จำนวน 3 ซ้ำ และตัวอย่างที่เก็บในแต่ละวันจำนวน 6 ครั้ง เป็นจำนวนทั้งหมด 162 หน่วยทดลอง บรรจุดินจำนวน 500 กรัม โดยกรรมวิธีที่ใส่วัสดุอินทรีย์นำมาผสมคลุกเคล้าให้ทั่วอัตราการใส่คำนวณบนฐาน C ในอัตรา 1 g C/kg soil DW ปรับความชื้นดินที่ 60 % water holding capacity (WHC, w/w) ตลอดการทดลอง บ่มหน่วยทดลองในห้องควบคุมอุณหภูมิ 25 °C เป็นระยะเวลา 63 วัน เก็บตัวอย่างดินในวันที่ 0 (3 h), 3, 7, 21, 42 และ 63 ของการบ่มดิน วิเคราะห์ C และ N โดยใช้ดินที่ร่อนผ่านตะแกรงขนาด 1 mm วิเคราะห์ C ที่ออกซิไดซ์ได้ด้วยไดโครเมตโดยสันดาปเปียก (Walkley, 1947) N โดยวิธี micro Kjeldahl ความชื้นโดยวิธี gravimetric method ค่า pH โดย pH meter มวลชีวภาพจุลินทรีย์โดยการรมด้วยคลอโรฟอร์ม ($CHCl_3$) ในอัตราดินต่อคลอโรฟอร์มเท่ากับ 1: 5 (Amato and Ladd, 1988) มวลชีวภาพ

คาร์บอน (MBC) สกัดด้วย 0.5 *N* K_2SO_4 แล้วไตเตรตโดยวิธีสันดาปเปียก มวลชีวภาพจุลินทรีย์ไนโตรเจน (MBN) สกัดด้วย 1*M* KCl ภายหลังทำปฏิกิริยากับ nindydrin นำมาวัดความยาวคลื่นแสง 570 nm ปริมาณ CO_2 (mg CO_2-C /kg soil DW/day) โดยวิธี alkaline (1 *N* NaOH) trapped method (Rowell, 1997) คำนวณ metabolic quotient จากสมการ qCO_2 (mg CO_2-C/g MBC/d) = CO_2-C/MBC ค่า microbial quotient C จากสมการ *q*Mic C (mg MBC/g soil C) = MBC /C (Anderson and Domsch, 1993) และ microbial quotient N จากสมการ *q*Mic N (mg MBN/g soil N) = MBN/N กิจกรรมเอนไซม์ B-glucosidase บ่มดินร่วมกับ 25 m*M p*-nitrophenyl-B,D-glucoside และ modified universal buffer (MUB) pH 6.0 ที่อุณหภูมิ 37 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง วัดค่าการดูดกลืนแสงของสารละลายที่กรองผ่านกระดาษกรอง Whatman No.1 ที่ความยาวคลื่น 400 nm (Alef and Nannipieri, 1995) กิจกรรมเอนไซม์ phenoloxidase บ่มตัวอย่างดินร่วมกับ 5 m*M* L-3,4-dihydroxyphenylalanine ที่อุณหภูมิ 37 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง วัดค่าการดูดกลืนแสงของสารละลายที่กรองผ่านกระดาษกรอง Whatman No.1 ที่ความยาวคลื่น 460 nm คำนวณกิจกรรมของฟีนอลออกซิเดสโดยใช้ค่าสัมประสิทธิ์ (extinction coefficient) ของ L-DOPA มีค่าเท่ากับ 1.66 µmol (Hendel et al., 2005) วิเคราะห์ค่าความแปรปรวนทางเดียว (One-Way ANOVA) ตามแผนการทดลองแบบ RCBD เปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี least significant difference (LSD), standard error of the difference (SED) และstandard error of the mean (SEM) และเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างปัจจัยที่ระดับความเชื่อมั่น $P < 0.05$ วิเคราะห์ค่าสหสัมพันธ์ (correlation, *r*) ระหว่างปัจจัย โดยใช้โปรแกรม Statistix 8.0

Table 1 Selected properties of soil and organic materials used in the study

Parameter	Soil	Biochar	Rice straw
Moisture content (% by weight)	6.2	5.85	9.6
pH (soil : water = 1: 2.5) (materials : water = 1: 10)	5.4	10.25	5.9
CEC ($cmol_c$/kg)	1.8	16.85	ND
Organic C (g/kg)	0.28	65.6	567
Total N (g/kg)	0.02	0.71	2.3
C/N ratio	13.5	92.4	246.5

ND: not determined.

ผลการศึกษาและวิจารณ์

อิทธิพลคุณภาพวัสดุอินทรีย์ต่อมวลชีวภาพและกิจกรรมจุลินทรีย์

อัตราส่วน MBC/MBN ในทุกกรรมวิธีที่ใส่วัสดุอินทรีย์มีค่าลดลงต่ำกว่ากรรมวิธีที่ไม่ใส่วัสดุอินทรีย์ โดยพบความแตกต่างทางสถิติ ($P < 0.05$) ในวันที่ 3 ของการบ่ม (**Figure 1a**) การลดลงหรือเพิ่มขึ้นของอัตราส่วน MBC/MBN แสดงถึงระดับความเป็นประโยชน์ของธาตุอาหาร (C และ N) ในดินต่อจุลินทรีย์ (Xiao et al., 2018) การลดต่ำลงของสัดส่วน MBC/MBN ในทุกกรรมวิธีที่ใส่วัสดุอินทรีย์มีสาเหตุหลักจากการเพิ่มเติม N เข้าสู่ระบบดิน โดยเฉพาะกรรมวิธีใส่ฟางข้าว (N = 2.3 g/kg) ที่พบว่ามีค่า MBC/MBN ลดต่ำลงที่สุด (7.12-8.32) เปรียบเทียบกับกรรมวิธีควบคุม (11.4-10.5) ในวันที่ 3-7 ของการย่อยสลายวัสดุอินทรีย์ (**Figure 1a**) การเปลี่ยนแปลงของอัตราส่วน MBC/MBN ในดินยังสามารถบ่งบอกการเปลี่ยนแปลงเชิงคุณภาพภายในองค์ประกอบของประชากรจุลินทรีย์ในดิน (Behara

and Sahani, 2003) ขณะที่ Arunachalam and Pandey (2003) รายงานการพบจุลินทรีย์ประเภทเชื้อราเป็นกลุ่มที่โดดเด่นซึ่งอาจส่งผลให้มีการเก็บกักธาตุอาหาร N ที่อาจส่งผลต่อการลดลงของการสะสม N ภายในดินนั้น ทั้งนี้จุลินทรีย์ประเภทรามีเซลลูโลสเป็นองค์ประกอบหลักของผนังเซลล์จึงมี MBC/MBN ในสัดส่วนที่สูงกว่าแบคทีเรีย โดยแบคทีเรียมีค่า MBC/MBN อยู่ในช่วง 5-8 ขณะที่รามีค่าประมาณ 4.5-15 (Coyne, 1999) การศึกษานี้พบว่า MBC/MBN ในทุกกรรมวิธีทดลองมีค่าในช่วง 4.8-11 จึงมีความเป็นไปได้ที่จุลินทรีย์ที่พบในดินครอบคลุมประชากรทั้งสองกลุ่มซึ่งจำเป็นต้องมีการศึกษาต่อไป ค่า metabolic quotient (qCO_2) แสดงศักยภาพของจุลินทรีย์ในการนำ C มาใช้เพื่อสร้างเซลล์ กรรมวิธีใส่ฟางข้าวมีค่า qCO_2 เพิ่มขึ้นสูงแตกต่างจากกรรมวิธีอื่นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.05$) ในวันที่ 3 และ 7 ของการบ่ม (0.20 และ 0.19 mg CO_2-C/g MBC/d ตามลำดับ) (**Figure 1b**) ค่า qCO_2 ที่สูงสุดในกรรมวิธีใส่ฟางข้าวชี้ให้เห็นว่าจุลินทรีย์นำ C มาใช้เป็นแหล่งพลังงานมากกว่านำมาเพื่อใช้สร้างเซลล์เมื่อเทียบกับกรรมวิธีถ่านชีวภาพ สาเหตุเนื่องจากแหล่ง C ที่จุลินทรีย์นำไปใช้อยู่ในรูปที่นำไปใช้ได้ง่าย เนื่องจากฟางข้าวมีเซลลูโลสสูง (50.7%) (Puttaso et al., 2011) เทียบกับไม้สะเดาที่มีปริมาณเซลลูโลสที่ต่ำกว่า (36.6%) (Khattri and Singh, 2009) จึง ส่งผลให้จุลินทรีย์ในกรรมวิธีฟางข้าวใช้ C ในการสร้างพลังงานมากกว่าสร้างเซลล์

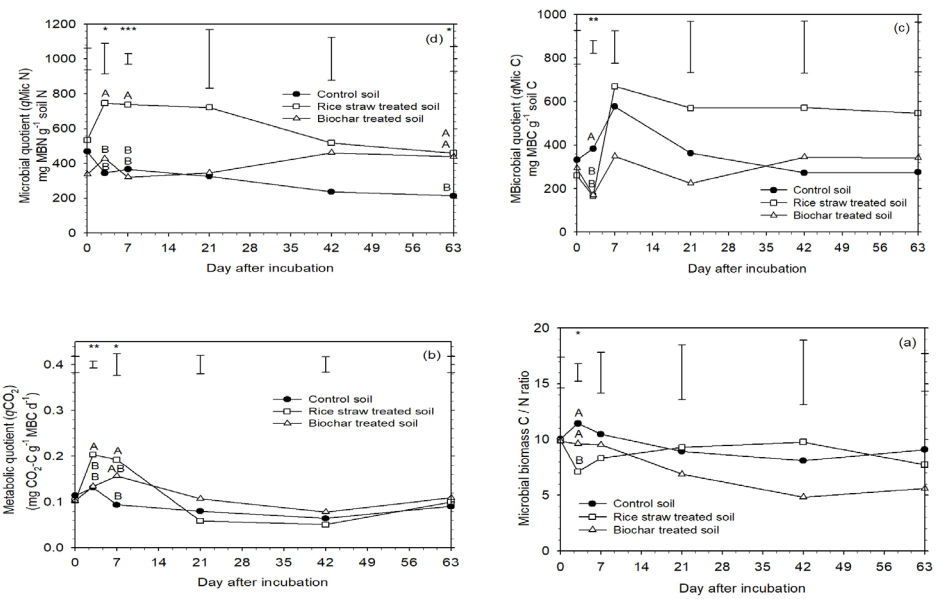

Figure 1 Microbial biomass C/N (a), qCO_2 (b), *q*Mic C (c), and *q*Mic N (d) in soil. Vertical bars represent
standard error of the difference. Different letters indicate significant difference at $P < 0.05$ (LSD).

การศึกษานี้พบว่าค่า qCO_2 ที่สูงในวันที่ 3-7 ภายใต้กรรมวิธีที่ใส่ฟางข้าวมีความสอดคล้องกับ MBC/MBN ที่ลดต่ำลง (**Figure 1a**) บ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่ากิจกรรมของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายวัสดุอินทรีย์แล้วปลดปล่อย C มีมากกว่าการนำมาใช้เพื่อการสร้างเป็นเซลล์โดยเฉพาะในช่วงแรกของการย่อยสลาย การศึกษานี้ยังพบว่ากรรมวิธีฟางข้าวมีค่า *q*Mic C สูงเกือบทุกช่วงยกเว้นวันที่ 0-3 (**Figure 1c**) ขณะที่ค่า *q*Mic N มีค่าสูงในกรรมวิธีฟางข้าวในทุกช่วงเวลา (**Figure 1d**) บ่งชี้ว่าการใส่ฟางข้าวเป็นปัจจัยกระตุ้นการสลายอินทรียวัตถุดั้งเดิม (indigenous SOM) ให้ลดลง ความสัมพันธ์ระหว่าง B-glucosidase กับ *q*Mic C (r = –0.5828*) ในวันที่ 0-3 (**Table 2**) ชี้ให้เห็นว่าวัสดุอินทรีย์ส่งผลให้เอนไซม์ที่ย่อยสลายเซลลูโลสเพิ่มสูงขึ้น ขณะที่กิจกรรม phenoloxidase ในวันที่ 42 – 63 พบว่าสัมพันธ์ในทางลบกับ MBC/MBN (r = –0.6106**) ชี้ให้เห็นว่าเชื้อราเป็นกลุ่มสำคัญในการย่อยสลายลิกนินและโพลีฟีนอลส์ในวัสดุอินทรีย์ กิจกรรมphenoloxidase ที่สัมพันธ์ในทางบวกกับ MBN (r = 0.6994**) และ *q*Mic N (r = 0.5159*) ชี้ให้เห็นว่าจุลินทรีย์ปรับกระบวนการชีวสังเคราะห์เพื่อการนำไปสร้างเซลล์ตามสถานะของ N ที่เพิ่มสูงขึ้น ขณะที่ความสัมพันธ์ระหว่าง phenoloxidase กับ MBC/MBN ที่เป็นไปในทิศทางลบ (r = –0.6106**) บ่งชี้ว่ากิจกรรม phenoloxidase เพิ่มขึ้นเมื่อ MBN เพิ่มสูงในดิน การเพิ่มขึ้นของ MBN บ่งชี้ถึงความต้องการใช้ N ของจุลินทรีย์เพื่อการสังเคราะห์เอนไซม์และการขนส่งเคลื่อนย้ายเอนไซม์เหล่านี้ออกสู่นอกเซลล์ (Burns et al., 2013)

Table 2 Correlation coefficients relating enzyme activities and soil biological parameters

C–cycling enzymes	day	Soil parameters					
		MBC	qCO_2	*q*Mic C	MBN	*q*Mic N	MBC/MBN
B-glucosidase	0 – 3	0.2214	0.1139	**–0.5828***	0.2555	0.0412	–0.2924
	7 – 21	0.1376	0.4737	–0.1810	0.4174	0.3115	–0.4061
	42 – 63	0.4221	0.3660	0.2070	**0.6993****	**0.5159***	–0.3242
Phenoloxidase	0 – 3	0.0470	–0.0292	–0.2200	–0.0796	–0.2211	0.0926
	7 – 21	0.2353	–0.0328	–0.2526	0.2060	0.0881	0.1070
	42 – 63	0.0169	0.3309	–0.1003	**0.6994****	**0.5159***	**–0.6106****

LSD test at significance levels: *P<0.05, **P<0.01

พลวัตคาร์บอนและไนโตรเจนในดิน

กรรมวิธีใส่วัสดุอินทรีย์ทั้งสองชนิดมีค่า *q*Mic C ลดต่ำลงกว่ากรรมวิธีควบคุมใน 3 วันแรก ค่า *q*Mic C ภายใต้กรรมวิธีใส่ฟางข้าวมีค่าเพิ่มสูงขึ้นอย่างเด่นชัดในวันที่ 3 ของการย่อยสลายและมีแนวโน้มคงที่ภายหลังจาก 42 วันของการบ่ม การลดลงของ *q*Mic C หลังจากใส่วัสดุอินทรีย์อธิบายได้ว่าจุลินทรีย์ใช้ C ที่พบในดินเพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานมากกว่าการนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ นอกจากนี้ยังแสดงให้เห็นว่ากระบวนการ C immobilization มีสาเหตุจากการที่จุลินทรีย์เปลี่ยนการใช้แหล่ง C ที่พบในดิน (untreated soil) มาเป็น C ที่พบในวัสดุอินทรีย์ภายหลังการใส่ลงในดิน (residue-treated soils) การศึกษานี้พบว่าดินใส่ฟางข้าวมีการเกิด N mineralization (*q*Mic N) สูงสุดตลอดระยะเวลาของการบ่ม โดยมีค่าสูงสุดในวันที่ 3 และ 7 (746 และ 738 mg MBN/g soil N ตามลำดับ) อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.05$) การเพิ่มขึ้นของค่า *q*Mic N ในกรรมวิธีที่มีการใส่ฟางข้าวมีสาเหตุจากการนำ N เข้าสู่ระบบดินเนื่องจากฟางข้าวมี N เท่ากับ 5.4 g N/kg ซึ่งสูงกว่าถ่านชีวภาพ (1.04 g N/kg) (data not shown) ส่งผลให้จุลินทรีย์นำ N ไปใช้สร้างชีวมวลได้เพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับ Puttaso et al. (2011) ที่พบความสัมพันธ์ระหว่าง MBN กับ soil organic N และ N ภายหลังการใส่วัสดุอินทรีย์ลงในดิน ชี้ให้เห็นว่า N เป็นตัวจำกัด (limiting factor) การใช้โดยจุลินทรีย์เพื่อการนำไปสร้างเป็นมวลชีวภาพจุลินทรีย์ ดังนั้น N จากวัสดุอินทรีย์จึงสามารถส่งผลให้เกิดการสลายตัวของ N จากดินเพิ่มขึ้นได้ ความสัมพันธ์ระหว่าง MBC และ MBN กับการปลดปล่อย CO_2 แสดงเป็นสองช่วงระยะเวลาของการย่อยสลาย คือ 0-7 วันแรกและวันที่ 21-63 ของการย่อยสลาย (**Figure 2**) การศึกษานี้พบว่าการปลดปล่อย CO_2 เพิ่มสูงขึ้นตามการเพิ่มขึ้นของ MBC และ MBN (**Figure 2a, c**) ในช่วงแรกของการย่อยสลายวัสดุอินทรีย์พบว่าการเพิ่มขึ้นของการปลดปล่อย CO_2 สัมพันธ์กับการเพิ่มขึ้นของทั้ง MBC และ MBN ชี้ให้เห็นว่าจุลินทรีย์มีการใช้ประโยชน์จาก C ที่ย่อยสลายง่ายที่พบในวัสดุอินทรีย์ทั้งสองชนิด ขณะที่ช่วงกลางจนถึงท้ายของการบ่มพบว่าค่า MBC และ MBN ที่ลดลงสัมพันธ์กับการลดลงของการปลดปล่อย CO_2 (**Figure 2b, d**) ปรากฏการณ์นี้อธิบายได้จากการลดลงของคาร์บอนที่ย่อยสลายได้ง่ายส่งผลให้จุลินทรีย์ปรับเปลี่ยนการใช้ C ที่ย่อยสลายได้ยากขึ้น เช่น ลิกนิน และโพลีฟีนอลส์ เมื่อพิจารณากิจกรรมของ phenoloxidase ที่สัมพันธ์กับ MBN ($r = 0.6994^{**}$) และ *q*Mic N ($r = 0.5159^{*}$) ในระหว่างวันที่ 42-63 หลังการบ่ม (**Table 2**) บ่งชี้ได้ว่าเมื่อแหล่ง C มีความซับซ้อนมากขึ้นจะเหนี่ยวนำให้จุลินทรีย์นำ C ไปใช้เพื่อการสร้างเซลล์มากกว่าใช้เป็นแหล่งพลังงาน สอดคล้องกับการศึกษาของ Wang et al. (2003) ที่พบความสัมพันธ์ในทิศทางบวกระหว่าง MBC กับ CO_2-C ($r = 0.39$) ในระยะเวลา 17 วันแรกของการบ่มอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.05$) ขณะเดียวกัน Puttaso et al. (2011) รายงานว่า C ที่พบเป็นองค์ประกอบในวัสดุอินทรีย์มีความสัมพันธ์ในทิศทางบวกกับ MBC และ MBN ในช่วงแรกของการย่อยสลายวัสดุอินทรีย์ การศึกษานี้ชี้ให้เห็นว่าการใช้วัสดุอินทรีย์เพื่อมุ่งเน้นการสะสม C ควรประกอบด้วยส่วนต้านทานต่อการย่อยสลาย เช่น ลิกนินและโพลีฟีนอลส์ ซึ่งพบได้ในถ่านชีวภาพ ขณะที่การใส่ฟางข้าวลงในดินส่งผลให้เกิดการย่อยสลายอินทรีย์ C ที่สะสมในดิน (*q*Mic C) สูงและปลดปล่อย CO_2 สู่บรรยากาศได้มาก ดังเห็นได้จาก **Table 2** ที่มีการบ่งชี้ว่ามีการสลายตัวของอินทรีย์ C จากความสัมพันธ์ระหว่างกิจกรรม B-glucosidase กับค่า qMic C ($r = -0.5828^{*}$) ที่สะสมในดินใน 0-3 วันแรกของการบ่ม บ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่าการใส่ฟางข้าวลงในดินโดยตรงเป็นการเร่งการสลายตัวของอินทรีย์ C ที่สะสมในดินได้อย่างมีนัยสำคัญ

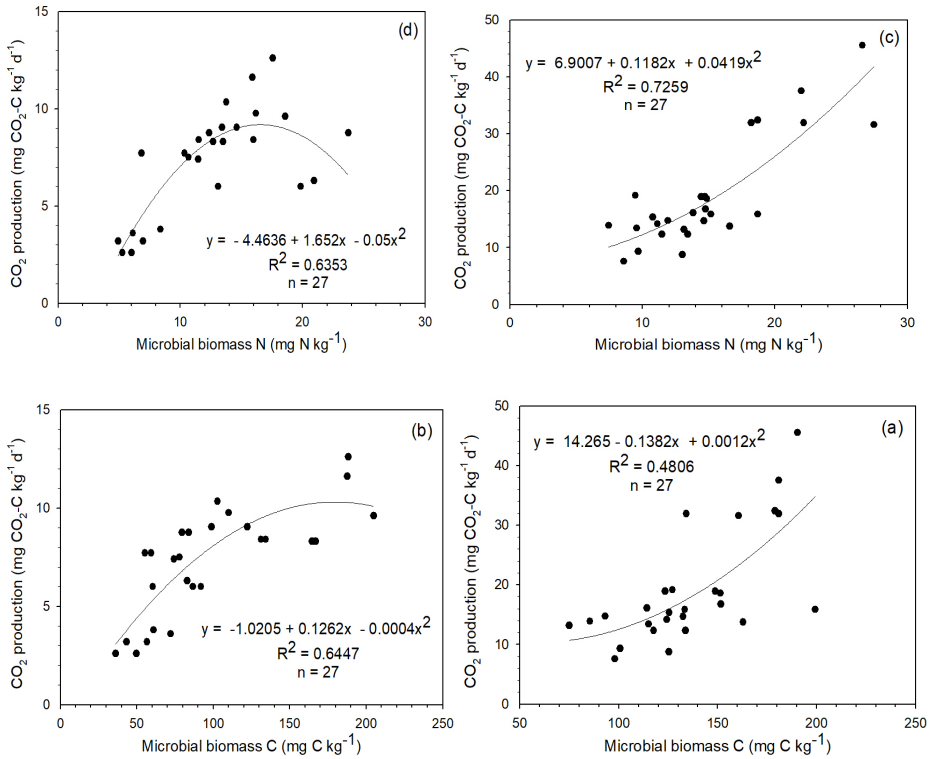

Figure 2 Relationships between CO_2-C and MBC at 0-7 days (a), MBC at 21-63 days (b), MBN at 0-7 days (c), and MBN at 21-63 days (d) of organic materials decomposition.

สรุป

ความสามารถในการเก็บกักคาร์บอนไว้ในดินโดยจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบทางเคมีของวัสดุอินทรีย์ การใส่ถ่านชีวภาพลงในดินมีแนวโน้มส่งผลให้เพิ่มระยะเวลาเก็บกักคาร์บอนในดินได้นานขึ้นกว่าการใส่ฟางข้าวซึ่งมีคาร์บอนส่วนที่ย่อยสลายได้ง่ายสูง วัสดุอินทรีย์ประเภทฟางข้าวส่งผลให้มีการเพิ่มขึ้นของมวลชีวภาพจุลินทรีย์ที่ส่งผลให้เกิดการปลดปล่อย CO_2 เพิ่มขึ้นสูงในช่วงแรกของการย่อยสลาย ขณะที่วัสดุอินทรีย์ประเภทถ่านชีวภาพมีการคงเหลือของคาร์บอนเป็นองค์ประกอบในโครงสร้างในปริมาณที่มากกว่าฟางข้าวจึงส่งผลให้จุลินทรีย์นำคาร์บอนมาใช้สร้างเซลล์มากขึ้นและลดการปลดปล่อย CO_2 ได้อย่างเด่นชัดในช่วงท้ายของการย่อยสลาย การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าใส่ถ่านชีวภาพลงในดินสามารถเหนี่ยวนำให้จุลินทรีย์มีเกิดการสะสมคาร์บอนในเซลล์ได้มากขึ้น ซึ่งจัดเป็นแนวทางหนึ่งในการรักษาระดับของคาร์บอนให้อยู่ในดินได้นานขึ้นและลดปลดปล่อย CO_2 ออกสู่บรรยากาศได้มากกว่าการใส่ฟางข้าวลงในดิน ถ่านชีวภาพจึงมีความเหมาะสมในการนำเข้าสู่ระบบดินที่มีวัตถุประสงค์เพื่อช่วยเก็บกักคาร์บอนในดินได้นานขึ้น ขณะเดียวกันก็สามารถเพิ่มความอุดมสมบูรณ์ของดินในแง่การชีววิทยา คือ การเพิ่มมวลชีวภาพจุลินทรีย์ดินและกิจกรรมของเอนไซม์ในดิน การศึกษาในทางเพิ่มเติมจึงควรทำการตรวจวัดกิจกรรมของเอนไซม์หมุนเวียนธาตุอาหารพืชที่สำคัญ อาทิ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เป็นต้น เพื่อเป็นการช่วยให้เข้าใจพลวัตการหมุนเวียนธาตุอาหารที่สำคัญในดินอย่างสมบูรณ์

คำขอบคุณ

คณะผู้วิจัยขอขอบคุณหลักสูตรสาขาวิชาเกษตรศาสตร์และศูนย์ฝึกอบรมและวิจัยทางการเกษตร มหาวิทยาลัยราชภัฏนครราชสีมา ที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ ตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษา และเครื่องมือในการทำวิจัย

เอกสารอ้างอิง

กรมพัฒนาที่ดิน. 2559. ระบบนำเสนอแผนที่ชุดดิน (Soil Series) มาตราส่วน 1:25,000. ระบบสืบค้นและให้บริการแผนที่online. แหล่งข้อมูล: https://goo.gl/ vKVp4E. สืบค้นเมื่อ 15 สิงหาคม 2560.

Alef, K., and P. Nannipieri. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, London. 576 p.

Amato, M. and J. N. Ladd. 1988. Assay for microbial biomass based on ninhydrin reactive nitrogen in extracts of fumigated soil. Soil Biol. Biochem. 20:107-114.

Anderson, T. H., and K. H. Domsch. 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochem. 25:393-395.

Arunachalam, A., and H. N. Pandey. 2003. Ecosystem restoration of jhum fallows in Northeast India: microbial C and N along altitudinal and successional gradients. Restor. Ecol. 11:1-6.

Behara, N., and U. Sahani. 2003. Soil microbial biomass activity in response to Eucalyptus plantation and natural regeneration on tropical soil. Forest Ecol. Manage. 174:1-11.

Burns, R. G., J. L. DeForest, J. Marxsen, R. L. Sinsabaugh, M. E. Stromberger, M. D. Wallenstein, M. N. Weintraub, and A. Zoppini. 2013. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. Soil Biol. and Biochem. 58:216-234.

Cañizales-Paredes, N., A. Tolon-Becerra, X. B. Lastra-Bravo, and F. M. Ruiz-Dager. 2012. Evaluation of the effects of soil depth on microbial activity in three agroecosystems in Vanezuela. Commun. Soil Sci. Plan. 43:1273-1290.

Coyne, M. S. 1999. Soil Microbiology: An Exploratory Approach. Delmar Publishers, New York. 462 p.

Hendel, B., R. L. Sinsabaugh, and J. Marxsen. 2005. Lignin-degrading enzymes: phenoloxidase and peroxidase. pp. 273-277 *In*: M. A. S. Graca, F. Barlocher and M. O. Gessner (eds.). Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide. Springer, Dordrecht.

Hoorman, J. J., and R. Islam. 2010. Understanding soil microbes and nutrient cycling. Available: https://ohioline.osu.edu/ factsheet/SAG-16. Accessed Jan. 24, 2019.

Insam, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? Soil Biol. Biochem. 22:525-532.

Kamolmanit, B., N. Panwong, and P. Lawongsa. 2018. Influence of biochar to rice straw ratio combined with goat manure on physico-chemical and biological characteristics of compost. Khon Kaen Agr. J. 46:843-856. (in Thai)

Kamolmanit, B., P. Lawongsa, and M. Nopparatmaitree. 2019. Pattern changes of Carbon-cycling enzyme activities as influenced by different C and N availability of organic materials. Khon Kaen Agr. J. 47:1301-1314.

Khattri, S. D., and M. K. Singh. 2009. Removal of

malachite green from dye wastewater using neem sawdust by adsorption. J. Hazard. Mater. 167:1089-1094.

Kizito, S., H. Luo, J. Lu, H. Bah, R. Dong, and S. Wu. 2019. Role of nutrient-enriched biochar as a soil amendment during maize growth: exploring practical alternatives to recycle agricultural residuals and to reduce chemical fertilizer demand. Sustainability. DOI: 10.3390/su11113211.

Kunlanit, B., F. Rasche, A. Puttaso, G. Cadisch, and P. Vityakon. 2019. Vertical dynamics of dissolved organic carbon in relation to organic input quality and microaggregate formation in a coarse textured Ultisol. Eur. J. Soil Sci. DOI: 10.1111/ejss.12874.

Kuzyakov, Y., J. K. Friedel, and K. Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effect. Soil Biol. Biochem. 32:1485-1498.

Limwikran, T., I. Kheoruenromne, A. Suddhiprakarn, N. Prakongkep, and R. J. Gilkes. 2019. Most plant nutrient elements are retained by biochar in soil. Soil Syst. DOI: 10.3390/soilsystems3040075.

Puttaso, A., P. Vityakon, P. Saenjan, V. Trelo-ges, and G. Cadisch. 2011. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. Nutr. Cycl. Agroecosys. DOI 10.1007/s10705-010-9385-1.

Rowell, D. L. 1997. Soil Science: methods and application. John Wiley & Sons, Inc. New York.

Walkley, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils - effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Science. 63: 251-264.

Wang, W.J., R.C. Dalal, P.W. Moody, and C.J. Smith. 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. Soil Biol. Biochem. 35:273-284.

Warnock, D. D., D. L. Mummey, B. McBride, J. Major, J. Lehmann, and M. C. Rillig. 2010. Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. Appl. Soil Ecol. 46:450-456.

Xiao, S., Z. Zhang, W. You., J. Liu, J. Wu, C. Cai, L. Wu, Z. Ji, and D. He. 2018. Soil microbial community composition in four *Nothotsuga longibracteata* forests in southern China. Pol. J. Environ. Stud. 27:917-925.

Xu, X., K. Inubushi, and K. Sakamoto. 2006. Effect of vegetations and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils. Geoderma. 136:310-319.