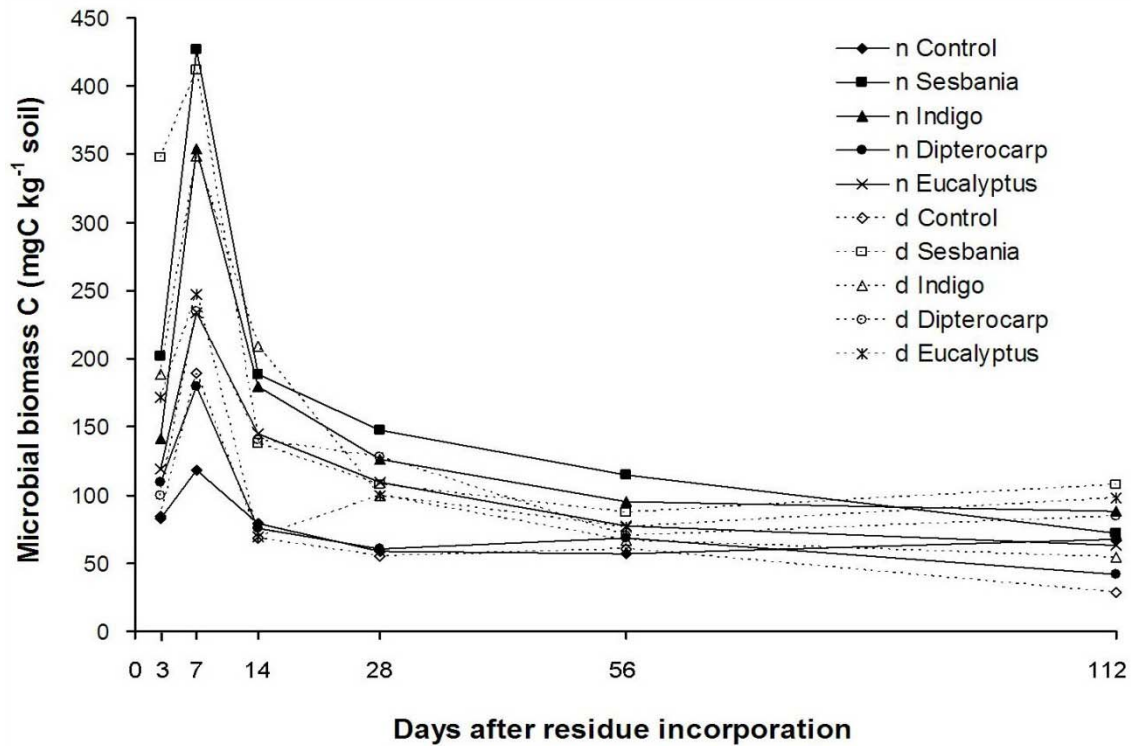


รบกวนดิน ในขณะที่การรบกวนดินไม่มีผลอย่างชัดเจนเท่าในสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายซึ่งมีจุลินทรีย์หลักเป็นแบคทีเรีย (ตารางที่ 4.9)



ภาพที่ 4.19 ปริมาณมวลชีวภาพจุลินทรีย์คาร์บอน (microbial biomass carbon) ในดินที่ได้รับสารอินทรีย์ต่างคุณภาพ ในสภาพที่มีการรบกวน (disturbed – d) และไม่มีการรบกวนดิน (non-disturbed – nd) ในช่วงเวลาต่างๆ หลังใส่สารอินทรีย์

**ตารางที่ 4.8** ปริมาณมวลชีวภาพจุลินทรีย์คาร์บอน (MBC) จากการได้รับสารอินทรีย์ต่าง  
คุณภาพที่มีการรบกวนและไม่รบกวนดินในช่วงเวลาต่างๆ หลังใส่สารอินทรีย์

| soil                                | organic     | period (d) <sup>1/</sup> |            |            |          |          |           |
|-------------------------------------|-------------|--------------------------|------------|------------|----------|----------|-----------|
| management                          | materials   | 3                        | 7          | 14         | 28       | 56       | 112       |
| <----- mg C kg <sup>-1</sup> -----> |             |                          |            |            |          |          |           |
| Non-disturb                         | Control     | 82.31 b                  | 118.21 c   | 78.72 bc   | 59.08 a  | 57.32 b  | 67.61 cde |
|                                     | Sesbania    | 202.07 ab                | 427.17 a   | 188.89 a   | 147.65 a | 114.38 a | 72.10 cde |
|                                     | Indigo      | 141.17 b                 | 353.99 abc | 179.82 ab  | 126.07 a | 95.46 ab | 87.80 abc |
|                                     | Dipterocarp | 109.38 b                 | 179.56 bc  | 75.47 bc   | 60.16 a  | 68.56 ab | 41.82 fg  |
|                                     | Eucalyptus  | 119.50 b                 | 234.15 abc | 144.81 abc | 109.67 a | 76.95 ab | 62.95 def |
| Disturb                             | Control     | 84.70 b                  | 189.52 abc | 68.07 c    | 55.26 a  | 60.25 b  | 28.54 g   |
|                                     | Sesbania    | 347.36 a                 | 412.06 ab  | 137.64 abc | 107.83 a | 87.55 ab | 107.23 a  |
|                                     | Indigo      | 188.10 b                 | 348.63 abc | 208.91 a   | 99.98 a  | 66.62 ab | 54.19 ef  |
|                                     | Dipterocarp | 99.34 b                  | 234.87 abc | 140.19 abc | 128.24 a | 70.28 ab | 84.05 bcd |
|                                     | Eucalyptus  | 171.45 b                 | 246.86 abc | 69.47 c    | 99.25 a  | 76.34 ab | 98.13 ab  |
| HSD                                 |             | 155.66                   | 245.18     | 105.98     | 100.45   | 52.12    | 22.52     |

<sup>1/</sup> ตัวเลขในช่องสดมภ์เดียวกันที่ตามด้วยอักษรเหมือนกันไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ  
ความเชื่อมั่น 95% (Tukey Honest Significant Different: Tukey HSD)

**ตารางที่ 4.9** อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนในมวลชีวภาพจุลินทรีย์ (MBC/MBN) จากการ  
ได้รับสารอินทรีย์ต่างคุณภาพที่มีการรบกวนและไม่รบกวนดิน ในช่วงเวลาต่างๆ  
หลังใส่สารอินทรีย์

| soil<br>management | organic<br>materials | period (d) <sup>1/</sup> |        |         |         |         |         |
|--------------------|----------------------|--------------------------|--------|---------|---------|---------|---------|
|                    |                      | 3                        | 7      | 14      | 28      | 56      | 112     |
| Non-disturb        | Control              | 3.69 bcd                 | 4.63 a | 4.31 bc | 4.48 ab | 3.46 ab | 4.03 bc |
|                    | Sesbania             | 1.26 d                   | 2.36 a | 2.78 bc | 1.60 ab | 1.32 b  | 2.05 de |
|                    | Indigo               | 1.66 d                   | 3.29 a | 2.30 c  | 2.56 ab | 2.34 ab | 2.70 de |
|                    | Dipterocarp          | 4.27 bc                  | 6.21 a | 6.83 ab | 2.18 ab | 2.62 ab | 1.84 e  |
|                    | Eucalyptus           | 4.40 bc                  | 8.25 a | 9.63 a  | 3.83 ab | 2.47 ab | 2.96 cd |
| Disturb            | Control              | 4.41 bc                  | 6.95 a | 2.58 c  | 2.71 ab | 3.68 ab | 1.63 e  |
|                    | Sesbania             | 1.58 d                   | 2.83 a | 1.17 c  | 0.99 b  | 1.66 b  | 4.87 b  |
|                    | Indigo               | 1.83 cd                  | 7.70 a | 2.43 c  | 1.79 ab | 1.21 b  | 2.42 de |
|                    | Dipterocarp          | 5.75 b                   | 7.28 a | 9.65 a  | 5.80 a  | 3.76 ab | 5.11 ab |
|                    | Eucalyptus           | 8.81 a                   | 7.23 a | 4.15 bc | 3.00 ab | 4.48 a  | 5.98 a  |
| HSD                |                      | 2.58                     | 6.19   | 4.11    | 4.72    | 2.60    | 1.08    |

<sup>1/</sup> ตัวเลขในช่องสดมภ์เดียวกันที่ตามด้วยอักษรเหมือนกันไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ  
ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% (Tukey Honest Significant Different: Tukey HSD)

#### 4.1.2.5 ประสิทธิภาพจุลินทรีย์ในการเปลี่ยนรูปคาร์บอน (metabolic quotient: $qCO_2$ )

ประสิทธิภาพจุลินทรีย์ หาได้จากอัตราส่วนระหว่าง  $CO_2$  ที่ปลดปล่อยจากดินซึ่งเกิดจากกิจกรรมของจุลินทรีย์ต่อหน่วยมวลชีวภาพจุลินทรีย์คาร์บอน (MBC) เป็นดัชนีที่มีความอ่อนไหว (sensitive) สามารถบอกถึงความเครียดของจุลินทรีย์ที่เกิดจากการรบกวนจากปัจจัยภายนอก ระบบดิน (Anderson and Domsch, 1990 อ้างตาม พจนีย์, 2550) ซึ่งค่า  $qCO_2$  ที่สูง หมายถึง จุลินทรีย์เกิดความเครียดสูงหรือมีประสิทธิภาพในการนำอินทรีย์คาร์บอนมาสร้างเป็น MBC หรือความสามารถในการอนุรักษ์คาร์บอนไว้ในดินมีต่ำ ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการใช้คาร์บอนจากการย่อยสลายเปลี่ยนไปตามช่วงเวลาของการย่อยสลาย กล่าวคือ ประสิทธิภาพจุลินทรีย์ในการเปลี่ยนรูปคาร์บอนต่ำ (ค่า  $qCO_2$  สูง) ในช่วงแรกและสูงขึ้นโดยลำดับ เมื่อการย่อยสลายดำเนินไป (ตารางที่ 4.10) เนื่องจากในช่วงแรกจุลินทรีย์ปรับตัวจากการที่ระบบนิเวศถูกรบกวน (จากการใส่สารอินทรีย์และปรับความชื้น) ทำให้จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพต่ำ แต่จุลินทรีย์เริ่มปรับตัวเข้าสู่สมดุลใหม่เมื่อการย่อยสลายดำเนินไป ทำให้มีประสิทธิภาพสูงขึ้น ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์มีต่ำในสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายกว่าในสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก ซึ่งมักพบว่าเมื่อทรัพยากร (ในที่นี้คือ สารอาหารที่มี C ที่ย่อยสลายง่าย หรือ labile C) มีมาก ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการใช้ทรัพยากรมักมีต่ำกว่าเมื่อทรัพยากรมีจำกัด ซึ่งสารอินทรีย์คุณภาพต่ำมีสารอาหารให้จุลินทรีย์จำกัดกว่าสารอินทรีย์คุณภาพสูง การรบกวนดินทำให้จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพในการใช้ C ต่ำลง (ค่า  $qCO_2$  สูง) กว่าดินที่ไม่ถูกรบกวน (ตารางที่ 4.10) หรือมองในอีกแง่หนึ่งคือ จุลินทรีย์มีความเครียดทางสรีรวิทยามากขึ้น

#### 4.1.2.6 การสะสมอินทรีย์วัตถุหรืออินทรีย์คาร์บอนในดิน

สารอินทรีย์ทุกชนิดส่งผลให้มีการเพิ่มขึ้นของอินทรีย์วัตถุหรืออินทรีย์คาร์บอนในดิน การสะสมอินทรีย์คาร์บอนหากพิจารณาจากส่วนของดินที่มีขนาด  $<1$  มม. พบว่ามีสูงในสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย (แคะและครามขน) กว่าสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก (พลวงและยูคาลิปตัส) แสดงว่าสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายทำให้เกิดการสะสมอินทรีย์คาร์บอนมากกว่าสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก ทั้งอินทรีย์คาร์บอนส่วนที่เป็นชิ้น (particulate organic matter) ส่วนที่อยู่ในเม็ดดินและส่วนที่ทำปฏิกิริยากับอนุภาคดิน ที่มีขนาดไม่เกิน 1 มม. (ตารางที่ 4.11) อย่างไรก็ตามหากพิจารณาการสะสมคาร์บอนจากการคำนวณโดยเป็นผลต่างของ C ที่ใส่จากสารอินทรีย์กับ C ที่สูญเสียจาก  $CO_2$  ที่ปลดปล่อย สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากมีการสะสมมากกว่าสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย ทั้งนี้เพราะมีส่วนของอินทรีย์วัตถุที่เป็นชิ้นขนาดใหญ่กว่า 1 มม. ยังคงอยู่ในดิน (ตารางที่ 4.11)

**ตารางที่ 4.10** ประสิทธิภาพจุลินทรีย์ในการเปลี่ยนรูปคาร์บอน ( $qCO_2$ ) จากการได้สารอินทรีย์ต่างคุณภาพในสภาพที่มีการรบกวนและไม่มีการรบกวนดิน ในช่วงเวลาต่างๆ หลังใส่สารอินทรีย์

| soil                                                     | organic     | period (d) <sup>1/</sup> |           |         |         |          |          |
|----------------------------------------------------------|-------------|--------------------------|-----------|---------|---------|----------|----------|
| management                                               | materials   | 3                        | 7         | 14      | 28      | 56       | 112      |
| <----- mg CO <sub>2</sub> -C mg MBC <sup>-1</sup> -----> |             |                          |           |         |         |          |          |
| Non-disturb                                              | Control     | 0.085 c                  | 0.030 c   | 0.068 a | 0.107 a | 0.067 ab | 0.043 b  |
|                                                          | Sesbania    | 0.663 a                  | 0.180 ab  | 0.163 a | 0.127 a | 0.020 b  | 0.097 ab |
|                                                          | Indigo      | 0.613 ab                 | 0.150 abc | 0.130 a | 0.140 a | 0.053 ab | 0.127 ab |
|                                                          | Dipterocarp | 0.140 c                  | 0.063 bc  | 0.090 a | 0.180 a | 0.080 ab | 0.153 ab |
|                                                          | Eucalyptus  | 0.393 abc                | 0.110 abc | 0.123 a | 0.087 a | 0.130 ab | 0.163 a  |
| Disturb                                                  | Control     | 0.158 c                  | 0.060 bc  | 0.198 a | 0.087 a | 0.053 ab | 0.107 ab |
|                                                          | Sesbania    | 0.460 abc                | 0.210 a   | 0.238 a | 0.157 a | 0.057 ab | 0.063 ab |
|                                                          | Indigo      | 0.458 abc                | 0.170 abc | 0.128 a | 0.147 a | 0.100 ab | 0.143 ab |
|                                                          | Dipterocarp | 0.210 c                  | 0.070 abc | 0.073 a | 0.077 a | 0.093 ab | 0.137 ab |
|                                                          | Eucalyptus  | 0.260 bc                 | 0.150 abc | 0.228 a | 0.150 a | 0.143 a  | 0.107 ab |
| HSD                                                      |             | 0.38                     | 0.14      | 0.21    | 0.13    | 0.11     | 0.12     |

<sup>1/</sup> ตัวเลขในช่องส้อมเดียวกันที่ตามด้วยอักษรเหมือนกันไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% (Tukey Honest Significant Different: Tukey HSD)

การรบกวนดินมีผลทำให้การสะสมอินทรีย์คาร์บอนลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ การรบกวนดินมีผลให้จุลินทรีย์มีกิจกรรมการย่อยสลายที่สูงขึ้น ดังเห็นได้จากการปลดปล่อย CO<sub>2</sub>-C สะสมในช่วงสุดท้ายของการย่อยสลาย (112 วัน) ที่สูงในกรรมวิธีรบกวนดินมากกว่ากรรมวิธีไม่รบกวนดินอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (ภาพที่ 4.11) ดังนั้นการรบกวนดินทำให้ C จึงสูญเสียไปจากดินแทนที่จะได้รับการเก็บกักหรืออนุรักษ์ไว้ในดินในรูปของอินทรีย์วัตถุที่เป็นชิ้น หรือในเม็ดดิน (soil aggregate) เพราะการรบกวนดินทำให้อินทรีย์วัตถุส่วนที่เป็นชิ้นนี้ขาดออกจนมีขนาดเล็กลง เกิดพื้นที่ผิวที่จุลินทรีย์จะเข้าย่อยสลายมากขึ้น ประกอบกับการรบกวนดินทำให้สภาพแวดล้อมเช่นก๊าซออกซิเจนที่จุลินทรีย์พวกต้องการอากาศมีการเข้าถึงจุลินทรีย์มากขึ้น ช่วยเร่งการย่อยสลาย และการรบกวนดินทำให้เม็ดดินแตก ทำให้ป้องกันอินทรีย์วัตถุทางกายภาพ (physical protection) ของดินชั้นลดลง อินทรีย์วัตถุที่ถูกป้องกันไว้ด้านในเม็ดดิน จึงไม่มีเกราะกำบังจากการเข้าย่อยสลายของจุลินทรีย์

**ตารางที่ 4.11** การสะสมอินทรีย์คาร์บอน (ขนาด < 1 มม.) ในดินที่ได้รับสารอินทรีย์ต่างคุณภาพ ในช่วง 112 วันหลังใส่สารอินทรีย์

| Organic materials | parameter                     |             |
|-------------------|-------------------------------|-------------|
|                   | Total C (g kg <sup>-1</sup> ) | %C increase |
| Control           | 0.477 b                       | -           |
| Sesbania          | 0.568 a                       | 15.965 a    |
| Indigo            | 0.585 a                       | 17.613 a    |
| Dipterocarp       | 0.521 ab                      | 8.308 a     |
| Eucalyptus        | 0.532 ab                      | 10.344 a    |

<sup>1/</sup>ตัวเลขในคอลัมน์เดียวกันที่ตามด้วยตัวอักษรเหมือนกันไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % (Tukey Honest Significant Different: Tukey HSD)

## 4.2 การศึกษาอิทธิพลของการใช้ที่ดินในระบบการทำฟาร์มที่ตั้งอยู่ในภูมิประเทศลูกคลื่นต่อการกักเก็บและการเคลื่อนย้ายอินทรีย์วัตถุในดินเนื้อทราย

### 4.2.1 การศึกษาการเก็บกักคาร์บอนในดินในลุ่มน้ำขนาดเล็กในพื้นที่ลูกคลื่น

เนื้อดินของดินป่า (forest) มีความละเอียดมากกว่าดินดอนตำแหน่งที่ 2, ดินดอนตำแหน่งที่ 3, และดินนาข้าว (ตำแหน่ง 4) (ตารางที่ 4.12) ในแต่ละตำแหน่งของการพรรณนาหน้าตัดดินพบว่าดินชั้นบนมีเนื้อดินหยาบมากกว่าดินชั้นล่าง อย่างไรก็ตาม ที่ระดับความลึกประมาณ 60-95 เซนติเมตร เนื้อดินจะมีความเหนียวเพิ่มขึ้น ปริมาณอินทรีย์คาร์บอนในดินชั้นบนพบว่ามีมากที่สุดที่ในดินป่า (ตำแหน่งที่ 1) คือ 4.75 g kg<sup>-1</sup> และต่ำที่สุดในดินดอนตำแหน่งที่ 2 คือ 0.70 g kg<sup>-1</sup> ในขณะที่ดินดอนตำแหน่งที่ 3 และดินนาข้าว (ตำแหน่งที่ 4) จะมีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนอยู่ในระดับกลาง คือ 1.07 และ 2.72 g kg<sup>-1</sup> ตามลำดับ (ภาพที่ 4.20)

ดินป่ามีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าดินอื่นๆ เนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมากกว่าดินอื่นๆ และดินถูกรบกวนน้อยกว่าดินอื่นๆ ส่วนในกรณีของดินนาที่มีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนมากกว่าดินดอนทั้งสองโปรไฟล์ เนื่องจากได้รับอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกชะมาจากดินที่อยู่ในระดับที่สูงกว่า (Tangtrakarnpong and Vityakon, 2002) นอกจากนี้การสลายตัวของอินทรีย์วัตถุในสภาพน้ำขังมีต่ำกว่าในสภาพระบายอากาศปกติ

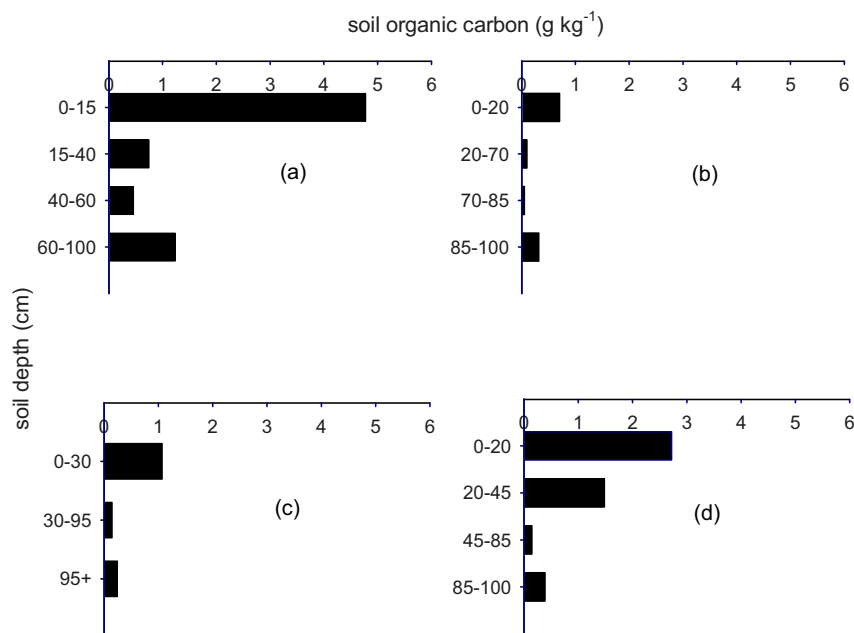
ในดินป่า ปริมาณอินทรีย์คาร์บอนจะสูงที่สุดที่ระดับความลึก 0-15 เซนติเมตร ( $4.78 \text{ g kg}^{-1}$ ) และจะลดลงที่ระดับความลึกที่ 15-40 ( $0.75 \text{ g kg}^{-1}$ ) และ 40-60 ( $0.46 \text{ g kg}^{-1}$ ) เซนติเมตร ตามลำดับ และมีการสะสมอินทรีย์คาร์บอนที่ระดับ 60-70 เซนติเมตร ( $1.24 \text{ g kg}^{-1}$ ) (ภาพที่ 4.20a) ส่วนปริมาณอินทรีย์คาร์บอนในดินดอนตำแหน่งที่ 2 จะลดลงตามระดับความลึก จนกระทั่งถึงที่ความลึกต่ำกว่า 85 เซนติเมตร จะมีการสะสมอินทรีย์คาร์บอนอีกครั้ง ( $0.32 \text{ g kg}^{-1}$ ) (ภาพที่ 4.20b) ในทำนองเดียวกัน ในดินดอนตำแหน่งที่ 3 ปริมาณอินทรีย์คาร์บอนจะลดลงตามระดับความลึกเช่นเดียวกัน คือ ที่ระดับ 0-30 และ 30-95 เซนติเมตร มีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนเท่ากับ  $1.07$  และ  $0.15 \text{ g kg}^{-1}$  ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม ที่ระดับความลึกตั้งแต่ 95 เซนติเมตร ลงไปมีการสะสมอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มขึ้นเล็กน้อย คือ  $0.24 \text{ g kg}^{-1}$  (ภาพที่ 4.20c) ในทำนองเดียวกัน ในดินนาที่มีแนวโน้มนการสะสมอินทรีย์คาร์บอนในทำนองเดียวกันกับดินป่า และดินที่ดอน คือ อินทรีย์คาร์บอนลดลงตามระดับความลึก และมีการสะสมที่ระดับความลึกมากกว่า 85 เซนติเมตร (ภาพที่ 4.20d)

ปริมาณอินทรีย์คาร์บอนในดินแต่ละโปรไฟล์ มีแนวโน้มลดลงตามความลึก ที่ดินชั้นบน มีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าดินชั้นล่างเนื่องจากได้รับสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบโดยตรง เช่น เศษซากพืช รากพืช และสารคัดหลั่งต่าง ๆ เป็นต้น อย่างไรก็ตาม ที่ระดับความลึกประมาณ 1 เมตร จะมีการสะสมอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มขึ้น เนื่องจากเนื้อดินมีความละเอียดเพิ่มขึ้น ที่ระดับความลึกต่ำสุด ดินจะมีความเหนียวมากกว่าชั้นที่อยู่เหนือขึ้นไป นั่นคือ เนื้อดินของระดับความลึกต่ำสุด จะเป็น sandy clay loam เมื่อเปรียบเทียบกับ sandy loam และ loamy sand ของชั้นบน (ตารางที่ 4.12)

ตารางที่ 4.12 คุณสมบัติของดินในแต่ละโปรไฟล์ที่ทำการพรรณาน้ำตัดดินในลุ่มน้ำขนาดเล็ก อำเภอสวนงาม จังหวัดขอนแก่น

| Depth<br>(cm)                          | Color                                  | Texture            | %Root | pH  | SOC<br>(g kg <sup>-1</sup> ) |
|----------------------------------------|----------------------------------------|--------------------|-------|-----|------------------------------|
| <b>Forest (profile 1)<sup>1/</sup></b> |                                        |                    |       |     |                              |
| 0-15                                   | 7.5 YR 4/3-5/4                         | Sandy loam         | 60-70 | 6.7 | 4.78                         |
| 15-40                                  | 7.5 YR 5/3-5/4                         | Sandy loam         | 20    | 6.6 | 0.75                         |
| 40-60                                  | 7.5 YR 5/3-5/4                         | Sandy loam         | 20    | 6.4 | 0.46                         |
| 60-100                                 | 7.5 YR 6/6-6/8                         | Sandy clay<br>loam | 15    | 6.4 | 1.24                         |
| <b>Upland I (profile 2)</b>            |                                        |                    |       |     |                              |
| 0-20                                   | 7.5 YR 5/3-5/4                         | Loamy sand         | <10   | 5.8 | 0.70                         |
| 20-70                                  | 7.5 YR 7/3                             | Loamy sand         | 0     | 6.4 | 0.10                         |
| 70-85                                  | 7.5 YR 5/6, 6/6, 6/8                   | Sandy loam         | 0     | 5.9 | 0.05                         |
| 85-100                                 | 7.5 YR 6/3                             | Sandy clay<br>loam | 0     | 5.5 | 0.32                         |
| <b>Upland II (profile 3)</b>           |                                        |                    |       |     |                              |
| 0-30                                   | 7.5 YR 4/3-5/4                         | Loamy sand         | <5    | 5.6 | 1.07                         |
| 30-95                                  | 7.5 YR 5/3                             | Sandy loam         | 0     | 5.7 | 0.15                         |
| 95+                                    | 7.5 YR 6/4, 7/3                        | Sandy clay<br>loam | 0     | 5.8 | 0.24                         |
| <b>Lowland (profile 4)</b>             |                                        |                    |       |     |                              |
| 0-20                                   | 10 YR 5/3-5/4<br>7.5 YR 5.8 (mottle)   | Sandy loam         | 0     | 4.7 | 2.72                         |
| 20-45                                  | 10.5 YR 5/2-3<br>10.5 YR 5/8 (mottle)  | Sandy loam         | 0     | 5.1 | 1.48                         |
| 45-85                                  | 7.5 YR 7/3-4                           | Sandy loam         | 0     | 5.9 | 0.15                         |
| 85-100                                 | 7.5 YR 5/6, 7/2<br>7.5 YR 5/8 (mottle) | Sandy clay<br>loam | 0     | 5.9 | 0.39                         |

<sup>1/</sup> อ้างอิง ภาพที่ 3.2



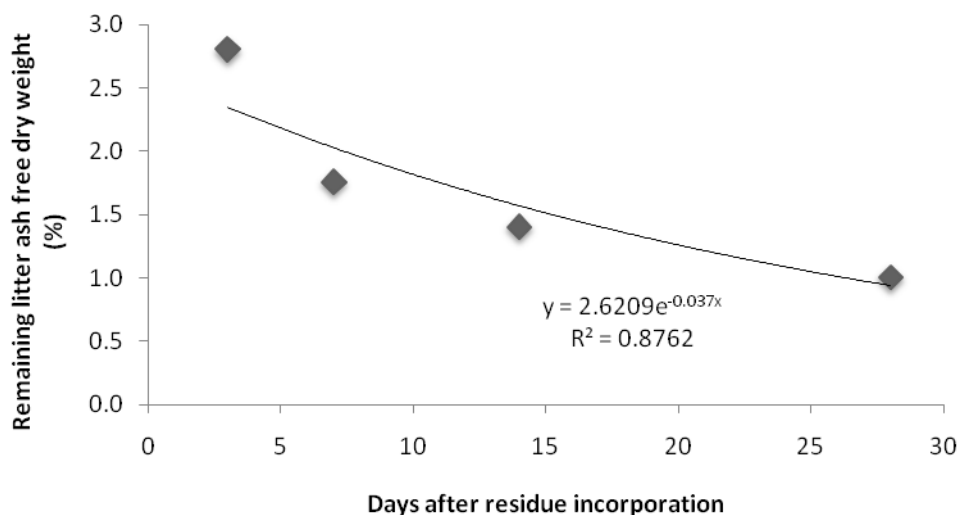
**ภาพที่ 4.20** ปริมาณอินทรีย์คาร์บอนในดินป่า (a), ที่ตำแหน่งที่ 2 (b), ที่ดอนตำแหน่งที่ 3 (c), และนาข้าวตำแหน่งที่ 4 (d) ของลุ่มน้ำขนาดเล็ก อำเภอเขาสวนกวาง จังหวัดขอนแก่น

นอกเหนือจากที่รายงานมานี้ ถ่านถือว่าเป็นอินทรีย์คาร์บอนรูปที่เสถียร (recalcitrant form) Glaser et al. (2001) รายงานว่าคาร์บอนที่อยู่ในรูปถ่านสามารถถูกเก็บกักไว้ในดินเขตร้อนชื้นได้มากกว่า 1 พันปี ในลุ่มน้ำขนาดเล็กที่ทำการศึกษานี้ จะเกิดไฟป่าและมีการเผาแปลงเกษตรทุกปี ซึ่งเป็นผลให้เกิดการสะสมคาร์บอนในรูปถ่านในดิน ถ่านเป็นอินทรีย์วัตถุรูปที่เสถียรที่เก็บกักคาร์บอน ลดการสะสมคาร์บอนในอากาศ ซึ่งเป็นอีกแนวทางหนึ่งในการบรรเทาปัญหาโลกร้อนในปัจจุบัน

#### 4.2.2 ผลการศึกษาการเคลื่อนที่ในแนวตั้งของคาร์บอนอินทรีย์ในการใช้ประโยชน์ที่ดินแบบต่าง ๆ กันของพื้นที่ที่ถูกคลื่นในภาคตะวันออกเฉียงเหนือ

##### 4.2.2.1 อัตราการสลายตัวของไบโอแคส

ไบโอแคสมีอัตราการสลายตัวเท่ากับ 0.033 day<sup>-1</sup> (ภาพที่ 4.21) โดยมีอัตราการสลายตัวอย่างรวดเร็ว โดยน้ำหนักที่เหลือเมื่อคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักเริ่มต้นมีค่าเท่ากับ 2.8, 1.8, 1.4 และ 1.2 เปอร์เซ็นต์ หลังใส่ผสมด้วยไบโอแคสที่ 3, 7, 14 และ 28 วัน



ภาพที่ 4.21 อัตราการสลายตัวของใบแคสศ



ภาพที่ 4.22 ลักษณะของซากใบแคสศที่เหลือที่เวลา 3, 7, 14 และ 28 วัน

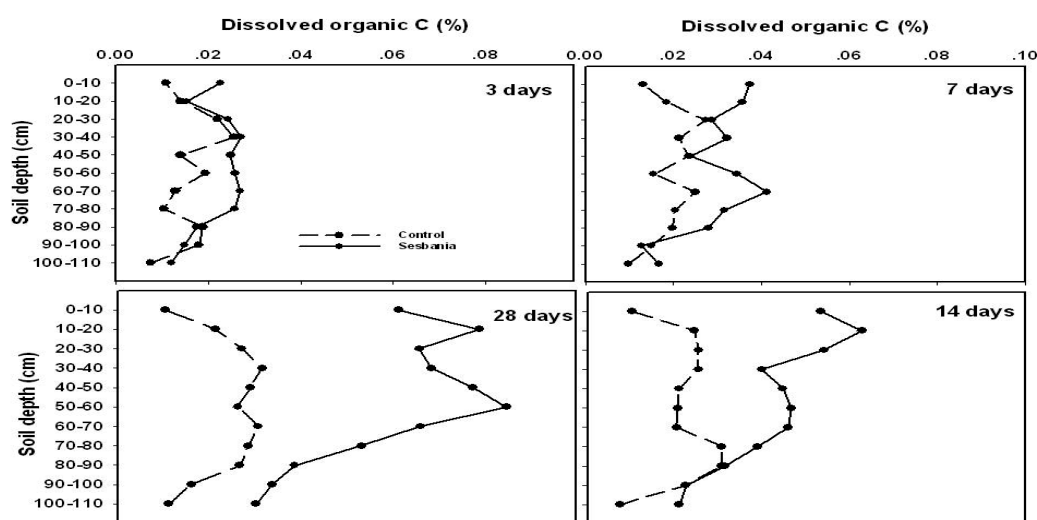
#### 4.2.2.2 ปริมาณคาร์บอนในดินตามหน้าตัดดิน

เมื่อวิเคราะห์ปริมาณ OC ภายในหน้าตัดดินหลังจากการใส่ใบแคสศพบว่า ในดินที่ใส่ใบแคสศ มีปริมาณ OC สูงกว่าเมื่อทำการเปรียบเทียบกับกรรมวิธีที่ไม่ใส่อะไรเลย (control) ซึ่งกรรมวิธีที่ใส่ใบแคสศจะมีปริมาณการสะสมของอินทรีย์คาร์บอนแตกต่างกันตามชั้นความลึกของดิน และแตกต่างกันตามช่วงเวลาเช่นกัน (ภาพที่ 4.22 และตารางที่ 4.13) โดยที่เวลาที่ 3 วัน พบการสะสมอินทรีย์คาร์บอนที่ช่วงความลึกของดิน 40-80 เซนติเมตร ส่วนที่เวลาที่ 7 วันนั้น พบสูงสุดที่ชั้นความลึก 70 เซนติเมตรขณะที่เวลาที่ 14 วัน พบสูงสุดที่ชั้นความลึก 20 เซนติเมตร และที่เวลาที่ 28 วัน มีปริมาณสะสมสูงสุดที่ 60 เซนติเมตร

ปริมาณ OC ในหน้าตัดดินหลังใส่ไบแอสต พบว่า ที่เวลา 3 วันหลังใส่ไบแอสตมีปริมาณ OC สูงกว่าในดินที่ไม่ใส่อะไรเลย (ตารางที่ 4.12) และปริมาณ OC ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติทั้งระหว่างกรรมวิธี และตามความลึก ในขณะที่ 7 วันหลังใส่ไบแอสตนั้นปริมาณ OC เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับปริมาณที่ 3 วัน โดยในดินที่ใส่ไบแอสตนั้นมีปริมาณสูงกว่าดินที่ไม่ใส่อะไรเลย แต่ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ ( $p > 0.05$ )

หลังจากนั้น เมื่อ 14 วันในดินที่ใส่ไบแอสต พบว่าปริมาณของ OC เพิ่มขึ้นอย่างชัดเจน โดยเฉพาะในช่วงความลึก 0-20 เซนติเมตร ปริมาณของ OC ตลอดหน้าตัดดินมีความแตกต่างกันทางสถิติ ( $p < 0.01$ ) โดยที่ความลึก 10-20 เซนติเมตรมีแนวโน้มสูงที่สุด ในขณะที่ในดินที่ไม่ใส่อะไรเลยนั้นไม่มีความแตกต่างกันภายในหน้าตัดดิน และที่ 14 วันพบว่ามี ความแตกต่างกันระหว่างกรรมวิธีตลอดหน้าตัดดิน เมื่อสิ้นสุดการทดลองที่ 28 วันหลังใส่ไบแอสต พบว่า ปริมาณ OC มีปริมาณเพิ่มขึ้นมาก เมื่อเทียบกับที่ 3, 7 และ 14 วันหลังใส่ตามลำดับ โดยปริมาณ OC มีความแตกต่างกันอย่างนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีปริมาณสูงในช่วงความลึก 0-60 เซนติเมตร โดยสูงที่สุดที่ความลึก 60 เซนติเมตร และในช่วงความลึกดังกล่าว จะเห็นว่า ปริมาณ OC มีค่าสูงกว่าดินที่ไม่ใส่อะไรเลย (ภาพที่ 4.23)

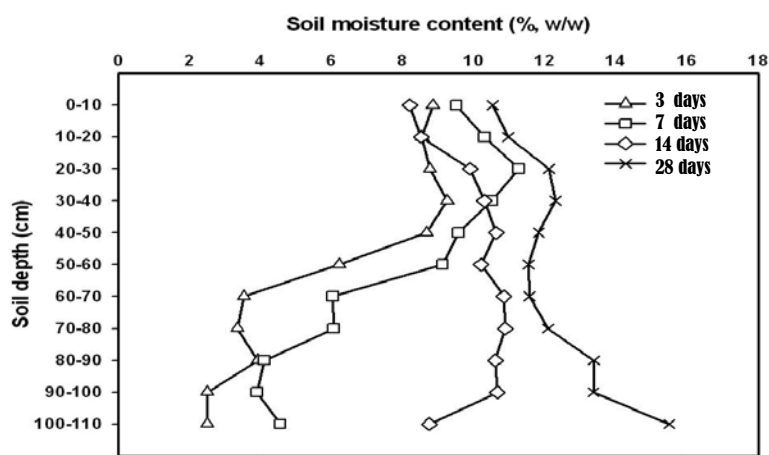
ทั้งนี้จะเห็นได้ว่า ปริมาณของ OC ตลอดหน้าตัดดินนั้นมีปริมาณเพิ่มขึ้นตามเวลา เนื่องจากเกิดการย่อยสลายของไบแอสตอย่างต่อเนื่อง และมีการปลดปล่อยคาร์บอนสู่ดินดัง ปริมาณ OC ที่สูงที่ผิวหน้าดินความลึก 20 เซนติเมตร โดยเมื่อเวลาผ่านไปพบว่า ปริมาณ OC เพิ่มขึ้นโดยเฉพาะที่ 0-60 เซนติเมตร โดยปริมาณ OC มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามความลึกของดิน ประกอบกับเนื้อดินเป็นดินทรายซึ่งส่งผลทำให้สามารถเคลื่อนที่สู่ดินล่างได้ ประกอบกับ ความชื้นในดินมีค่าเพิ่มสูงขึ้นเมื่อเวลาผ่านไป ทั้งนี้ปริมาณ OC นั้นถูกพาเคลื่อนที่ไปยังดินล่าง โดยมีน้ำเป็นตัวนำ



ภาพที่ 4.23 ปริมาณคาร์บอนในดินตามหน้าตัดดิน

#### 4.2.2.3 ความชื้นของดิน

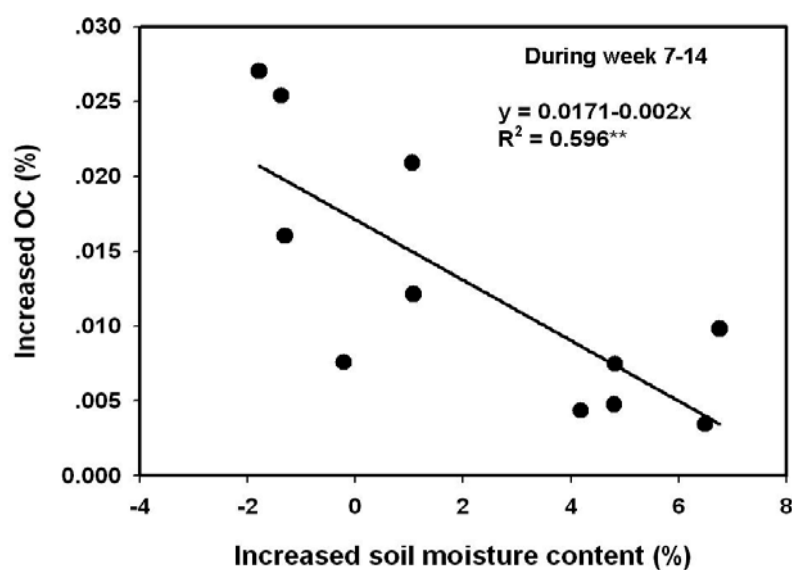
จากการให้น้ำลงบนผิวน้ำดินในกรรมวิธีการทดลองที่ระยะเวลาที่ต่างกัน กล่าวคือที่ 3, 7, 14 และ 28 วันโดยที่ใช้ปริมาณน้ำที่เท่ากัน พบว่า การให้น้ำในกรรมวิธีการทดลองที่ 7 และ 14 วัน จะมีลักษณะของการกระจายความชื้นภายในหน้าตัดดินที่คล้ายกัน (ภาพที่ 4.24) กล่าวคือ ปริมาณความชื้นในดินมากที่บริเวณความลึกในช่วง 0-50 เซนติเมตร โดยที่บริเวณผิวน้ำดิน 0-10 เซนติเมตรมีปริมาณความชื้นที่น้อยและจะมีปริมาณความชื้นในดินเพิ่มขึ้นในช่วงความลึก 20-50 เซนติเมตร และที่ความลึกมากกว่า 50 เซนติเมตร ลงไป ปริมาณความชื้นในดินจะเริ่มลดต่ำลงเรื่อยจนกระทั่งถึงความลึกที่ 100 เซนติเมตร ในขณะที่การให้น้ำในกรรมวิธีการทดลองที่ 14 และ 28 วัน จะมีลักษณะของการกระจายความชื้นภายในหน้าตัดดินที่คล้ายกัน กล่าวคือมีลักษณะของการกระจายความชื้นภายในหน้าตัดดินที่ค่อนข้างสม่ำเสมอตลอดหน้าตัดดิน แต่มีความแตกต่างกันเพียงเล็กน้อยในช่วงความลึกสุดท้าย กล่าวคือ ที่การให้น้ำในกรรมวิธีการทดลองที่ 14 วันนั้น ปริมาณความชื้นในดินจะลดลงที่ระดับความลึกมากกว่า 90 เซนติเมตร ลงไป ทั้งนี้เนื่องจากการเก็บตัวอย่างความชื้นในดินที่ 14 วันนั้น การเคลื่อนที่ของความชื้นได้มีการเคลื่อนที่มาถึงที่ความลึกดังกล่าวพอดี จึงมีผลทำให้ความชื้นในดินมีค่าลดลงเมื่อความลึกมากกว่า 90 เซนติเมตร ลงไป ขณะที่การให้น้ำในกรรมวิธีการทดลองที่ 28 วัน ปริมาณความชื้นในดินจะเพิ่มมากขึ้นที่ระดับความลึกมากกว่า 90 เซนติเมตร ลงไป ทั้งนี้เนื่องจากการเก็บตัวอย่างความชื้นในดินที่ 28 วันนั้น จำนวนวันของการเคลื่อนที่ของความชื้นในดินมากกว่ากรรมวิธีการทดลองที่ 14 วัน จึงมีผลทำให้การเคลื่อนที่ของความชื้นในดินมาสะสมถึงที่ความลึกมากกว่า 90 เซนติเมตรได้ จึงมีผลทำให้ความชื้นในดินมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อความลึกมากกว่า 90 เซนติเมตร ลงไป



ภาพที่ 4.24 ความชื้นของดินที่ระดับความลึกต่าง ๆ

#### 4.2.2.4 ความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นดินกับปริมาณคาร์บอนในดิน

เมื่อมีการเติมน้ำบริเวณผิวหน้าดินที่มีการให้ปริมาณอินทรีย์วัตถุในระยะเวลาที่ต่างกัน (7, 14, 21 และ 28 วัน) ด้วยปริมาณน้ำที่ให้ทั้งหมดที่เท่ากัน (ภาพที่ 4.25) พบว่า ความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นในดินกับปริมาณคาร์บอนในดินนั้น เป็นความสัมพันธ์แบบผกผันซึ่งกันและกัน กล่าวคือ เมื่อปริมาณความชื้นในดินเพิ่มสูงขึ้น การเพิ่มขึ้นของปริมาณอินทรีย์คาร์บอน (OC) จะลดลง ความสัมพันธ์ดังกล่าวมีลักษณะเป็นเส้นตรงแบบผกผันซึ่งกันและกัน พบในรูปของสมการ  $Y = 0.0171 - 0.002X$ , ที่สหสัมพันธ์ =  $0.596^{**}$



ภาพที่ 4.25 ความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นดินกับปริมาณคาร์บอนในดิน

**ตารางที่ 4.13** คาร์บอนอินทรีย์ที่ละลาย (dissolved organic carbon; DOC) หลังจากใส่สารอินทรีย์

| Soil          |  | Dissolved organic carbon (DOC, %) at day after incorporation of residue |          |       |       |         |          |       |       |         |          |       |       |         |          |       |       |
|---------------|--|-------------------------------------------------------------------------|----------|-------|-------|---------|----------|-------|-------|---------|----------|-------|-------|---------|----------|-------|-------|
| depth<br>(cm) |  | 3 days                                                                  |          |       |       | 7 days  |          |       |       | 14 days |          |       |       | 28 days |          |       |       |
|               |  | Control                                                                 | Sesbania | p     | SED   | Control | Sesbania | p     | SED   | Control | Sesbania | p     | SED   | Control | Sesbania | p     | SED   |
| 0-10          |  | 0.011                                                                   | 0.023    | 0.309 | 0.006 | 0.013   | 0.037    | 0.311 | 0.013 | 0.010   | 0.053ab  | 0.098 | 0.007 | 0.010B  | 0.061abA | 0.163 | 0.013 |
| 10-20         |  | 0.014                                                                   | 0.015    | 0.938 | 0.012 | 0.018   | 0.036    | 0.208 | 0.006 | 0.024   | 0.063a   | 0.267 | 0.017 | 0.021B  | 0.079aA  | 0.045 | 0.004 |
| 20-30         |  | 0.022                                                                   | 0.024    | 0.855 | 0.010 | 0.027   | 0.029    | 0.932 | 0.012 | 0.025   | 0.054ab  | 0.060 | 0.003 | 0.027   | 0.066ab  | 0.139 | 0.009 |
| 30-40         |  | 0.026                                                                   | 0.027    | 0.950 | 0.018 | 0.021   | 0.032    | 0.472 | 0.010 | 0.025   | 0.040bc  | 0.229 | 0.005 | 0.031   | 0.069ab  | 0.130 | 0.008 |
| 40-50         |  | 0.014                                                                   | 0.025    | 0.628 | 0.016 | 0.024   | 0.024    | 0.961 | 0.005 | 0.021   | 0.045bc  | 0.135 | 0.005 | 0.029B  | 0.078aA  | 0.022 | 0.002 |
| 50-60         |  | 0.019                                                                   | 0.026    | 0.638 | 0.010 | 0.015   | 0.034    | 0.222 | 0.007 | 0.021   | 0.047bc  | 0.137 | 0.006 | 0.026   | 0.085a   | 0.062 | 0.006 |
| 60-70         |  | 0.013                                                                   | 0.027    | 0.346 | 0.009 | 0.025   | 0.041    | 0.353 | 0.010 | 0.020   | 0.046bc  | 0.150 | 0.006 | 0.031   | 0.066ab  | 0.295 | 0.017 |
| 70-80         |  | 0.010                                                                   | 0.026    | 0.447 | 0.012 | 0.020   | 0.031    | 0.561 | 0.013 | 0.031   | 0.039bc  | 0.087 | 0.001 | 0.029   | 0.053bcd | 0.106 | 0.004 |
| 80-90         |  | 0.019                                                                   | 0.017    | 0.794 | 0.004 | 0.020   | 0.028    | 0.632 | 0.012 | 0.031   | 0.031cd  | 0.901 | 0.005 | 0.027   | 0.039cd  | 0.173 | 0.003 |
| 90-100        |  | 0.018                                                                   | 0.015    | 0.298 | 0.001 | 0.015   | 0.013    | 0.736 | 0.005 | 0.022   | 0.022d   | 0.982 | 0.005 | 0.016   | 0.034d   | 0.385 | 0.012 |
| 100-110       |  | 0.007                                                                   | 0.012    | 0.406 | 0.003 | 0.010   | 0.017    | 0.294 | 0.003 | 0.007   | 0.021d   | 0.119 | 0.003 | 0.011   | 0.030d   | 0.089 | 0.003 |
| p             |  | 0.275                                                                   | 0.632    |       |       | 0.030   | 0.277    |       |       | 0.154   | 0.002    |       |       | 0.079   | 0.005    |       |       |
| SED           |  | 0.006                                                                   | 0.009    |       |       | 0.006   | 0.010    |       |       | 0.007   | 0.007    |       |       | 0.007   | 0.011    |       |       |

## บทที่ 5

### สรุป

#### 5.1 การศึกษากระบวนการย่อยสลายและการสะสมและเปลี่ยนแปลงอินทรีย์วัตถุในดินในระบบนิเวศ ที่ได้รับการใส่สารอินทรีย์ต่างคุณภาพที่ส่งผลถึงการปรับปรุงคุณสมบัติของดิน และการเจริญเติบโตของพืชพรรณ

ผลการศึกษาในโครงการนี้ชี้ให้เห็นอย่างชัดเจนถึงบทบาทของปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในดินอันประกอบด้วย 3 ปัจจัยคือ คุณภาพหรือองค์ประกอบทางเคมีของสารอินทรีย์ สิ่งมีชีวิตผู้ทำการย่อยสลายทั้งสัตว์และจุลินทรีย์ และสภาพแวดล้อมทางกายภาพ อันเนื่องมาจากการจัดการดิน ด้วยการรบกวนดิน (การไถพรวน) ดังมีข้อสรุปดังนี้

การใส่สารอินทรีย์ต่างคุณภาพทั้ง 4 ชนิดที่ศึกษาคือ ฟางข้าว ชากถั่วลิสง ใบพลวงร่วง และใบ-ก้านมะขามร่วง ลงไปในดินไร้เนื้อทรายต่อเนื่องกันเป็นระยะเวลายาวนานมากกว่า 10 ปี ได้ก่อให้เกิดกระบวนการสลายตัวของสารอินทรีย์เหล่านี้ ซึ่งได้รับอิทธิพลจากองค์ประกอบของสารอินทรีย์ ได้แก่ความเข้มข้นของไนโตรเจน (N) และคาร์บอน (C) โดยอัตราการสลายตัวโดยรวม (k) มีความสัมพันธ์ในเชิงบวกกับองค์ประกอบ N และเชิงลบกับ C อย่างไรก็ตามในช่วงแรกของการสลายตัว (8 สัปดาห์แรก) N ยังไม่จำกัด ดังนั้นการสลายตัวจึงถูกจำกัดโดย C ซึ่งเป็นสารที่ให้พลังงานแก่จุลินทรีย์ สำหรับเซลลูโลสไม่จำกัดการสลายตัวตั้งแต่ช่วงแรก เพราะเป็นสารประกอบคาร์บอนที่สลายตัวยาก (labile) การสลายตัวในช่วงหลัง (หลังจาก 8 สัปดาห์) ถูกจำกัดโดยสารประกอบคาร์บอนที่สลายตัวยากได้แก่ ลิกนิน และโพลีฟีนอลส์ อย่างไรก็ตามการสลายตัวของฟางข้าว (ซึ่งมีสารประกอบสลายตัวยากอยู่ต่ำ) ไม่ถูกจำกัดเลยตลอดช่วงการสลายตัว และยังคงอัตราการสลายตัวที่สูงที่สุด เนื่องจากจุลินทรีย์สามารถใช้เซลลูโลสเป็นสารให้พลังงานต่อไปได้อยู่ ผลการปลดปล่อย  $\text{CO}_2$  ที่สูงในฟางข้าวเมื่อเทียบกับสารอินทรีย์ที่ต้านทานการสลายตัวกว่า เป็นข้อพิสูจน์ความจริงที่พบนี้ และการที่ปริมาณ C ที่ใส่มีน้อยในกรรมวิธีฟางข้าวร่วมส่งผลให้มีการสะสม SOC ที่ต่ำที่สุดในกรรมวิธีนี้ การสะสม SOC เป็นผลมาจากปริมาณ C ที่เข้าสู่ระบบดินจากการใส่ กับปริมาณ C ที่สูญเสียไปจากระบบดินเนื่องจากการปลดปล่อย  $\text{CO}_2$  ชากมะขามมีปริมาณ C ที่ใส่สูง แต่ปริมาณ C ที่สูญเสียในรูป  $\text{CO}_2$  ต่ำ ทำให้มี SOC สะสมสูง ในขณะที่ชากใบพลวงมีปริมาณ C ที่ใส่สูงที่สุด แต่ C ที่สูญเสียไม่ต่ำมากเท่ามะขาม

การศึกษานี้พบว่าการสะสมอินทรีย์วัตถุในเม็ดดินหรือโดยการที่ SOM ทำหน้าที่เป็นสารเชื่อมให้เกิดการสร้างเม็ดดิน เป็นกลไกหนึ่งที่ทำให้ดินที่ได้รับสารอินทรีย์ต่างคุณภาพสะสม SOM ได้ต่างกัน การสะสม SOM สูงที่สุดในใบมะขามร่วงและรองลงมาในชากถั่วลิสงเป็นผลมาจากการเกิดเม็ดดินขนาด small macroaggregate (SMA) (0.25-2 มม.) เป็นปริมาณสูงที่สุดและ

สูงรองลงมาตามลำดับ เมื่อเทียบกับกรรมวิธีสารอินทรีย์อื่น ๆ การศึกษานี้ชี้ให้เห็นว่า สารอินทรีย์ที่มีองค์ประกอบของ N ในความเข้มข้นปานกลางถึงสูง (ค่าวิกฤตของ N =  $16 \text{ g kg}^{-1}$ ) และมีลิกนินและโพลีฟีนอลส์ปานกลางถึงต่ำ (ค่าวิกฤตของลิกนิน =  $130 \text{ g kg}^{-1}$ , ค่าวิกฤตโพลีฟีนอลส์ =  $50 \text{ g kg}^{-1}$ ) ดังที่พบในไบโมะขามร่วงและซากถั่วลิสง จะทำให้เกิดการสร้าง SMa ปริมาณมาก ในทางตรงกันข้ามสารอินทรีย์ที่มีลิกนินและโพลีฟีนอลส์สูงทำให้เกิดเม็ดดินขนาดใหญ่ (large macroaggregates-LMa) ( $> 2 \text{ มม.}$ ) มาก เช่น ในกรรมวิธีไบพลวง อย่างไรก็ตามไบพลวงไม่ส่งผลให้มีการสะสม SOM ในดินขนาดอนุภาค  $< 1 \text{ มม.}$  มากเพราะ LMa มีเป็นสัดส่วนที่น้อย ( $< 5\%$  โดยน้ำหนักดิน) ในดิน ในขณะที่สารอินทรีย์ที่มี N, ลิกนินและโพลีฟีนอลส์ต่ำ แต่มีเซลลูโลสสูง ได้แก่ ฟางข้าว ไม่ช่วยให้เกิดการสร้างเม็ดดินขนาด SMa หรือ LMa เป็นปริมาณมากแต่อย่างใด นับเป็นสาเหตุหนึ่งที่ฟางข้าวมีการสะสม SOM ต่ำที่สุด นอกจากนี้ฟางข้าวยังมีปริมาณอินทรีย์วัตถุส่วนที่เสถียร (stable SOM pool) ได้แก่ สารฮิวมิก เป็นปริมาณต่ำที่สุดด้วย ในขณะที่กรรมวิธีไบพลวงร่วงและไบโมะขามร่วงมีสารฮิวมิกสูงที่สุด ตามมาด้วยซากถั่วลิสง นับว่าผลสอดคล้องกับการเกิดเม็ดดินที่มีความสัมพันธ์กับคุณภาพของสารอินทรีย์ที่ใส่ลงดิน สารอินทรีย์ที่มีลิกนินและโพลีฟีนอลส์ปานกลางถึงสูงส่งผลให้มีสารฮิวมิกปริมาณมาก สารฮิวมิกเป็นสารเชื่อมที่คงทนถาวรในเม็ดดิน จึงส่งผลให้เกิดเม็ดดินที่มีความเสถียร และส่งผลให้มีการสะสม SOM ในดิน

การใส่สารอินทรีย์ต่างคุณภาพทั้ง 4 ชนิดที่ศึกษาคือ ฟางข้าว ซากถั่วลิสง ไบพลวงร่วง และไบ-ก้านมะขามร่วง ลงไปในดินไร่น้อยหรือหลายต่อเนื่องกันเป็นระยะเวลายาวนานมากกว่า 10 ปี ทำให้เกิดการปรับปรุงคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของดินที่ได้รับสารอินทรีย์ เมื่อเปรียบเทียบกับดินที่ไม่ได้รับสารอินทรีย์อย่างชัดเจน กล่าวคือการสะสมของอินทรีย์วัตถุ หรืออินทรีย์คาร์บอน (SOC) ในดิน ทำให้ดินมีความโปร่งร่วนซุย ดังจะเห็นได้จากการที่มีความหนาแน่นรวมลดลง ดินมีโครงสร้างที่ดีเนื่องจากเกิดการสร้างเม็ดดินขนาดใหญ่และขนาดเล็กเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ดินมีการซึมน้ำสูงขึ้น สำหรับคุณสมบัติทางเคมีได้แก่ ความจุในการแลกเปลี่ยนประจุบวกเชิงประสิทธิผล (ECEC) ซึ่งแสดงถึงความสามารถที่ดินจะดูดซับธาตุที่เป็นไอออนบวกไว้ได้ ดินที่ได้รับสารอินทรีย์มี ECEC สูงกว่าดินที่ไม่ได้รับสารอินทรีย์โดยเฉพาะในกรรมวิธีไบ-ก้านมะขามมี ECEC สูงที่สุด การใช้สารอินทรีย์ในการปรับปรุงคุณสมบัติทางเคมีของดินดังกล่าวนี้ยังเป็นประโยชน์ยิ่งในดินทรายที่มีปริมาณแร่ดินเหนียวต่ำทำให้มีปริมาณเม็ดดินต่ำและมีความสามารถในการดูดซับธาตุอาหารต่ำน้อย

สัตว์ในดินมีบทบาทในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และค่าความหลากหลายทางชีวภาพของสิ่งมีชีวิตในดิน (biodiversity index) และจำนวนและชนิดของสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังในดินที่พบในแต่ละแปลงศึกษา มีค่าแตกต่างกันไปตามปัจจัยชนิดของสารอินทรีย์ที่ใส่ลงไป รวมทั้งชนิดของสิ่งมีชีวิตที่ปรากฏในแต่ละแปลงศึกษานั้นๆ ด้วย การที่กิจกรรมของจุลินทรีย์ดิน (วัดจากการหายใจของดิน) มีความสัมพันธ์ในทางบวกกับความหลากหลายทางชีวภาพ สะท้อนให้

เห็นว่าเมื่อมีความหลากหลายฯ มาก จะเกิดกิจกรรมการย่อยสลายสารอินทรีย์ในดินมากด้วย นอกจากนี้ ชนิดและจำนวนของสิ่งมีชีวิตในดินที่เข้ามามีบทบาทในการย่อยสลายก็แตกต่างกันในแต่ละช่วงเวลาและชนิดของสารอินทรีย์ ซึ่งกลไกและบทบาทของสิ่งมีชีวิตในดินในการเก็บกักคาร์บอนและการเกิดเม็ดดินยังคงต้องทำการศึกษาต่อไป

สำหรับการศึกษาบทบาทของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีคุณภาพ (องค์ประกอบทางเคมี) ต่างกันในดิน พบว่าคุณภาพสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญที่เหนี่ยวนำให้จุลินทรีย์ในดินผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายอย่างจำเพาะ โดยสารอินทรีย์ที่มีคุณภาพสูง ย่อยสลายง่าย (ถั่วลิสง) และปานกลาง (มะขาม) มีกิจกรรมของเอนไซม์อินเวอร์เตส (ซึ่งย่อยสลายสารประกอบที่ย่อยสลายง่าย) สูง เนื่องจากสารอินทรีย์เหล่านี้ทำให้มีจุลินทรีย์อาศัยอยู่ในดินมาก ในขณะที่สารอินทรีย์คุณภาพต่ำ ย่อยสลายยาก (ใบพลวง) ทำให้มีกิจกรรมของเอนไซม์ฟีนอลออกซิเดสและเปอร์ออกซิเดสสูง เนื่องจากมีลิกนินและโพลีฟีนอลส์ซึ่งเป็นสารอาหารให้เอนไซม์นี้สูง ใบมะขามซึ่งมีคุณภาพปานกลางนอกจากทำให้มีเอนไซม์อินเวอร์เตสและฟีนอลออกซิเดสสูงแล้ว ยังมีกิจกรรมของเบตาไกลูโคซิเดสสูงที่สุดด้วย ในขณะที่ฟางข้าวส่งผลให้กิจกรรมของเอนไซม์ทุกชนิดต่ำที่สุดในกรรมวิธีที่ใส่สารอินทรีย์ การศึกษานี้ทำให้ได้ข้อมูลกิจกรรมของจุลินทรีย์ในดิน (พิจารณาจากกิจกรรมเอนไซม์) ระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์คุณภาพต่างกันได้ลึกซึ้งยิ่งขึ้น เพื่อให้ได้องค์ความรู้พื้นฐานที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการเลือกใส่สารอินทรีย์ที่มีคุณภาพเหมาะสมในดิน เพื่อให้ดินมีศักยภาพในการรักษาความอุดมสมบูรณ์และเพิ่มการเก็บกักคาร์บอนของดินไว้ได้อย่างยั่งยืน

กล่าวสำหรับการตอบสนองของพืชพรรณในระบบนิเวศต่อการใส่สารอินทรีย์ทั้ง 4 ชนิด เป็นระยะเวลายาวนาน 16 ปี การศึกษาวัชพืชในแปลงพบว่า การปกคลุมแปลง และการเจริญเติบโตของวัชพืช (น้ำหนักสดและน้ำหนักแห้ง) มีความแตกต่างกัน โดยในกรรมวิธีที่ใส่สารอินทรีย์ที่มีปริมาณไนโตรเจนสูง อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน แต่ปริมาณลิกนินและโพลีฟีนอลส์ต่ำ ได้แก่ ชากถั่วลิสง ที่มีการสลายตัวและปลดปล่อยธาตุอาหารที่เป็นประโยชน์ต่อพืชได้เร็ว ทำให้การปกคลุมแปลง ความหนาแน่น และการเจริญเติบโตของวัชพืชสูงกว่ากรรมวิธีอื่น ๆ ส่วนกรรมวิธีที่ใส่สารอินทรีย์ที่มีปริมาณไนโตรเจนอยู่ในระดับต่ำถึงปานกลาง แต่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน และปริมาณลิกนินและโพลีฟีนอลส์อยู่ในระดับปานกลางถึงสูง ได้แก่ ฟางข้าว ใบพลวง และใบมะขาม ส่งผลให้การปกคลุมแปลง ความหนาแน่น และการเจริญเติบโตของวัชพืชต่ำ เนื่องจากสารอินทรีย์เหล่านี้ปลดปล่อยธาตุอาหารที่เป็นประโยชน์กับพืชน้อย

ปัจจัยควบคุมการย่อยสลายอีกปัจจัยหนึ่งคือ สภาพแวดล้อมทางกายภาพซึ่งได้รับอิทธิพลจากการจัดการดิน ได้แก่ การไถ ซึ่งงานวิจัยนี้ได้ศึกษาผลในระยะสั้น (4 เดือน) ของการจัดการดินด้วยการรบกวนดิน (ไถพรวน) ต่อการสลายตัวของสารอินทรีย์ต่างคุณภาพ และพบว่าปัจจัยการรบกวนดินส่งผลให้จุลินทรีย์มีกิจกรรมเพิ่มมากขึ้นเห็นได้จากการหายใจหรือการ

ปลดปล่อย  $\text{CO}_2\text{-C}$  ในดินที่ถูกรบกวนมากกว่าดินที่ไม่รบกวน ซึ่งสอดคล้องกับการที่สารอินทรีย์คุณภาพสูงสลายตัวและปลดปล่อยไนโตรเจน (N mineralization) ออกมามากขึ้นในช่วงแรกเมื่อถูกรบกวน แต่ในขณะเดียวกันการรบกวนทำให้เกิด N immobilization มากขึ้นในสารอินทรีย์คุณภาพต่ำ ดังนั้นจึงไม่ควรรบกวนดินโดยเฉพาะในช่วงแรกของการย่อยสลาย หลังใส่สารอินทรีย์ใหม่ (ช่วง 14 วันแรก) ไม่ว่าจะเป็นสารอินทรีย์คุณภาพสูงหรือต่ำ เพื่อไม่ให้เกิดการปลดปล่อย N เร็วเกินไปในสารอินทรีย์คุณภาพสูงซึ่งเสี่ยงต่อการสูญเสีย N หรือเกิด N immobilization ในสารอินทรีย์คุณภาพต่ำ นอกจากนี้การรบกวนดินทำให้มีการสะสม SOM น้อยลงในสารอินทรีย์ต่างคุณภาพทุกชนิดที่ศึกษา ดังนั้นการลดการรบกวนดิน เช่น การไถพรวนแต่น้อยจะช่วยให้การสะสม SOM ในดินมีเพิ่มขึ้น

## 5.2 การศึกษาอิทธิพลของการใช้ที่ดินในระบบการทำฟาร์มที่ตั้งอยู่ในภูมิภาคลูกคลื่น ต่อการกักเก็บและการเคลื่อนย้ายอินทรีย์วัตถุในดินเนื้อทราย

การศึกษาในส่วนที่ 2 ของโครงการชี้ให้เห็นว่า การใช้ที่ดินมีอิทธิพลอย่างสำคัญต่อการเก็บกักคาร์บอนในดินทรายในพื้นที่ลูกคลื่นอันเป็นสภาพภูมิประเทศหลักของภาคตะวันออกเฉียงเหนือ กล่าวคือ ดินป่าบริเวณตอนบน (ที่สูง) ของภูมิภาค มีการสะสมอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าดินที่ทำการเกษตรในพื้นที่ต่อเนื่องกันที่มีตำแหน่งต่ำลงมา ในส่วนของดินเกษตรนั้น ดินนามีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าดินที่ดอน

ดินป่ามีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าดินอื่นๆ เนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมากกว่าดินอื่นๆ และดินถูกรบกวนน้อยกว่าดินอื่นๆ ส่วนในกรณีของดินนามีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนมากกว่าดินดอนที่ปลูกพืชไร่ เนื่องจากได้รับอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกชะมาจากดินที่อยู่ในภูมิประเทศระดับที่สูงกว่า นอกจากนี้การสลายตัวของอินทรีย์วัตถุในสภาพน้ำขังมีต่ำกว่าในสภาพระบายอากาศปกติ

ปริมาณอินทรีย์คาร์บอนในดินแต่ละโปรไฟล์ มีแนวโน้มลดลงตามความลึก ที่ดินชั้นบนมีปริมาณอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าดินชั้นล่าง เนื่องจากดินชั้นบนได้รับสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบโดยตรง เช่น เศษซากพืช รากพืช และสารคัดหลั่งต่างๆ เป็นต้น อย่างไรก็ตาม ที่ระดับความลึกประมาณ 1 เมตร จะมีการสะสมอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มขึ้น เนื่องจากเนื้อดินมีความละเอียดเพิ่มขึ้น ดังนั้นการศึกษาปริมาณอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกเก็บกักไว้ในดินเนื้อทรายของภาคตะวันออกเฉียงเหนือ จำเป็นต้องดำเนินการที่ระดับความลึกมากกว่า 1 เมตร เพื่อให้ทราบศักยภาพที่แท้จริงของดินในการเก็บกักคาร์บอน

ในกลุ่มน้ำขนาดเล็กที่ทำการศึกษานี้ จะเกิดไฟป่าและมีการเผาแปลงเกษตรทุกปี ซึ่งเป็นผลให้เกิดการสะสมคาร์บอนในรูปถ่านในดิน ถ่านเป็นอินทรีย์วัตถุรูปที่เสถียรที่เก็บกักคาร์บอนไว้ในดินและลดการปริมาณคาร์บอนในอากาศ การประเมินปริมาณถ่านในดินที่มีการใช้ที่ดิน

ต่าง ๆ จึงเป็นสิ่งที่ควรศึกษาเพื่อให้ได้ข้อมูลความสัมพันธ์ระหว่างการใช้ที่ดินในพื้นที่การเกษตรกับการเกิดถ่านในดิน และศักยภาพในการเก็บกักคาร์บอนไว้ในดินและลดปัญหาโลกร้อน

### ผลสรุปโดยรวมจากการศึกษาทั้งสองส่วนและข้อเสนอแนะ

การคัดเลือกสารอินทรีย์ที่จะใช้ปรับปรุงดินเนื้อทรายต้องคำนึงถึงความเหมาะสมในเชิงคุณภาพหรือองค์ประกอบทางเคมีของสารอินทรีย์ สารอินทรีย์คุณภาพสูง (มีองค์ประกอบ N สูง, และลิกนินและโพลีฟีนอลส์ต่ำ) จะสลายตัวได้เร็วและปลดปล่อยธาตุอาหารไนโตรเจนในปริมาณมาก ซึ่งอาจสูญเสียไปหากพืชดูดใช้ไม่ทัน แต่สารอินทรีย์คุณภาพต่ำเกิด N immobilization ทำให้พืชที่ปลูกเกิดการขาดแคลนไนโตรเจนได้ ดังนั้นควรพิจารณาผสมสารอินทรีย์คุณภาพสูงและต่ำเข้าด้วยกันในกรณีที่ต้องการควบคุมการปลดปล่อยธาตุอาหารให้เหมาะสมกับระยะการดูดใช้ของพืช ในด้านผลในระยะยาวต่อดินคือ การสะสมอินทรีย์วัตถุ สารอินทรีย์คุณภาพปานกลาง ได้แก่ มีองค์ประกอบทางเคมีเป็น N, ลิกนินและโพลีฟีนอลส์ในระดับปานกลาง เช่น ใบมะขามร่วง หรือสารอินทรีย์ที่มีองค์ประกอบทางเคมีคล้ายกันจะส่งเสริมให้มีการสะสม SOM ได้มาก โดยเฉพาะในเม็ดดินขนาดเล็ก หรือ small macroaggregates สารอินทรีย์คุณภาพต่ำประเภทที่มี N ต่ำแต่ลิกนินและโพลีฟีนอลส์สูง เช่น ใบพลวงร่วง จะมี SOM ในรูปเป็นชิ้น (particulate organic matter) สะสมอยู่มาก POM นี้ยังรอสลายตัวต่อไปและไม่เอื้อให้เกิดการสะสมใน small macroaggregate แต่กลับทำให้มี large macroaggregate มาก อย่างไรก็ตาม large macroaggragate มีเป็นสัดส่วนที่น้อย (น้อยกว่า 5%) ในดินทราย ทำให้ไม่เป็นส่วนที่จะช่วยสะสมคาร์บอนไว้ได้ ส่วนสารอินทรีย์คุณภาพต่ำประเภทที่มีทั้ง N, ลิกนินและโพลีฟีนอลส์ต่ำ แต่มีเซลลูโลสสูง เช่น ฟางข้าว หรือสารอินทรีย์ที่มีองค์ประกอบทางเคมีคล้ายกันไม่เอื้อให้เกิดการสะสม SOM เพราะไม่มีสารประกอบที่จะนำไปสู่การสร้างสารฮิวมิกที่จะสะสมอยู่ในดินได้ หากต้องการใช้ฟางข้าวซึ่งมีปริมาณมากในภาคตะวันออกเฉียงเหนือ ในการปรับปรุงความอุดมสมบูรณ์ของดิน ควรศึกษาการผสมฟางข้าวกับสารอินทรีย์ที่มีทั้ง N และ ลิกนิน-โพลีฟีนอลส์ เพื่อให้เกิดการสะสม SOM ได้ ซึ่งรายละเอียดในการผสมและกลไกที่เกี่ยวข้องในการทำให้เกิดการสะสม SOM จะต้องทำการศึกษาต่อไป

การรบกวนดินมีผลเชิงลบต่อการปล่อยธาตุอาหารและการสะสม SOM ในดินทรายที่ได้รับสารอินทรีย์ทั้งคุณภาพสูงและต่ำ จึงควรพยายามลดการรบกวนดิน ด้วยการลดการไถพรวนลง โดยเฉพาะหลังจากใส่สารอินทรีย์ลงไปใหม่

การศึกษาการเคลื่อนย้ายคาร์บอนตามแนวตั้งในหน้าตัดดินซึ่งได้ข้อสรุปว่าในสารอินทรีย์ที่สลายตัวง่ายทำให้เกิดสารประกอบคาร์บอนที่ละลายน้ำได้ (dissolved organic carbon – DOC) ซึ่งสามารถเคลื่อนย้ายไปกับน้ำ และไปสะสมกันในชั้นดินที่มีอนุภาคดินเหนียวเพิ่มขึ้นหรือมีเนื้อละเอียดขึ้น จึงควรมีการศึกษาต่อไปถึงการเดินทาง (fate) ของ DOC ซึ่งจัดเป็นอินทรีย์วัตถุส่วนที่ละลายน้ำ (dissolved organic matter-DOM) เพื่อให้เกิดองค์ความรู้

ด้านการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายมากยิ่งขึ้น การศึกษานี้จะช่วยอธิบายได้ในระดับหนึ่งถึงการสะสม C ในหน้าตัดดินของดินทรายภายใต้การใช้ที่ดินต่าง ๆ ที่ได้เสนอผลจากการศึกษาในโครงการวิจัยนี้ไปข้างต้น การศึกษาเพื่อประเมินการเก็บกักคาร์บอนในหน้าตัดของดินที่มีการใช้ที่ดินการเกษตรต่าง ๆ นั้น จะต้องศึกษาในหน้าตัดดินลึกมากขึ้น (อย่างน้อย 1 เมตร) เพราะยังคงมี C สะสมอยู่ในชั้นดินที่ลึก ถึงแม้จะลดลงเมื่อเทียบกับดินชั้นบน ดังนั้นการประเมินศักยภาพของการเก็บกักคาร์บอนของดินจะเที่ยงตรงยิ่งขึ้น หากประเมินในดินให้ลึกยิ่งขึ้น

## บรรณานุกรม

- กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช. 2548. รายงานการประชุมวิชาการการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศทางด้านป่าไม้ “ศักยภาพของป่าไม้ในการสนับสนุนพิธีสารเกียวโต” ณ โรงแรมมารวย การ์เด็น กรุงเทพฯ 4-5 สิงหาคม 2548.
- ถนอม คลองเพ็ง. 2528. วิธีการของปฐพีฟิสิกส์วิเคราะห์. ภาควิชาปฐพีศาสตร์และอนุรักษ์ศาสตร์ คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ 205 หน้า.
- บุปผา โตภาคงาม และวิทยา ตริโลเกศ. 2549. การใช้ไม้ยืนต้นหลากชนิดเพื่อลดการชะล้างพังทลายของดินลดความเป็นเกลือของดินและปรับปรุงความอุดมสมบูรณ์ของดินบริเวณลุ่มน้ำเสียวตอนบน รายงานการวิจัยปี พ.ศ. 2549 ประเภททุนอุดหนุนทั่วไป ภาควิชาทรัพยากรที่ดินและสิ่งแวดล้อม คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- ปัทมา วิทยากร. 2534. ความสัมพันธ์ระหว่างอินทรีย์วัตถุและคุณสมบัติทางเคมีบางประการของดินทรายที่มีการใช้ที่ดินและการจัดการดินต่างกัน. วารสารดินและปุ๋ย 13(3): 254-264.
- ปัทมา วิทยากร. 2547. ความอุดมสมบูรณ์ของดินชั้นสูง (พิมพ์ครั้งที่ 2 ปรับปรุง). คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น 423 หน้า.
- ปัทมา วิทยากร และวิทยา ตริโลเกศ. 2547. การกร่อนดินในแปลงการใช้ที่ดินต่าง ๆ ในพื้นที่ลูกคลื่นของภาคตะวันออกเฉียงเหนือ. เกษตร 32 (3): 211-223.
- ปัทมา วิทยากร สุเกสณี สุภธีระ วิริยะ ลิ้มปิ่นพันธ์ และสมใจ ศรีหล้า. 2547. จากป่าเป็นพื้นที่เกษตร : การเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินในพื้นที่ลูกคลื่นในภาคตะวันออกเฉียงเหนือที่ระดับพื้นที่ต่าง ๆ ในช่วง 1 ศตวรรษ. เกษตร 32(3):192-210.
- พัชรี แสนจันทร์, เกษสุตา เดชพิมล และสถาพร ไพบูลย์ศักดิ์. 2536. ความสัมพันธ์ระหว่างอินทรีย์คาร์บอนและคุณสมบัติทางแสงของดินทรายที่ได้รับอินทรีย์วัตถุเป็นเวลานาน. วารสารดินและปุ๋ย 15: 97-107.
- พจณีย์ แสงมณี. 2550. ปัจจัยคุณภาพสารอินทรีย์ เนื้อดินและความชื้นที่มีอิทธิพลต่ออินทรีย์วัตถุในดินและการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยขอนแก่น 205 หน้า.
- เพิ่มพูน กิรติกสิกร. 2527. ดินในภาคตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศไทย. ภาควิชาปฐพีศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น 250 หน้า.
- สมญา ตั้งตระการพงษ์. 2545. การเปลี่ยนแปลงส่วนต่างๆ ของอินทรีย์วัตถุในดินที่มีการใช้ที่ดินต่างกันที่ดินทรายในพื้นที่ลูกคลื่นลอนลาดของภาคตะวันออกเฉียงเหนือ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยขอนแก่น 171 หน้า.
- สมญา ตั้งตระการพงษ์ และปัทมา วิทยากร. 2547. การศึกษาความเสื่อมโทรมของที่ดินโดยใช้อินทรีย์วัตถุในดินเป็นตัวชี้. เกษตร 32(4): 295-307.

- อำนาจ ชิตไธสงค์ และณัฐพล ลิไชยกุล. 2548. การกักเก็บและปลดปล่อยคาร์บอนในดินป่าดิบแล้งดินป่าปลูก และดินทำการเกษตร รายงานการประชุมวิชาการการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศทางด้านป่าไม้ “ศักยภาพของป่าไม้ในการสนับสนุนพิธีสารเกียวโต” ณ โรงแรมมารวย การ์เด็น กรุงเทพฯ 4-5 สิงหาคม 2548.
- Adulprasertsuk, M., P. Vityakon, and B. Prachaiyo. 1997. Leaf litter of some native trees in Northeast Thailand: Their decomposition and derived soil organic matter characteristics. pp. 358-366. In Proceedings of the FORTROP'96 "Tropical forestry in the 21<sup>st</sup> Century" Volume 2. Nov 25-28, 1996. Kasetsart University, Bangkok, Thailand.
- Alef, K., and P. Nannipieri. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry, Academic Press, Harcourt Brace & Company, Publishers, London.
- Allison, S.D., and P.M. Vitousek. 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*. 37: 937-944.
- Analytical Software. 2003. Statistix 8: User's manual. Analytical software, Tallahassee, FL.
- Anderson, J.M. and J.S.I. Ingram. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility- A Handbook of Methods. 2<sup>nd</sup> edn. CAB International, Wallingford, UK.
- Anderson, T.H. and K.M., Domsch. 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO<sub>2</sub> and qD) on microbial biomasses from soil of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, Cambridge. 22: 251-255.
- Antal, M.J., and G. Uehara. 2007. Why do some charcoal soil amendments greatly enhance plant growth? A proposal to the US National Science Foundation from the University of Hawaii at Manoa, Honolulu, Hawaii, USA.
- Bardgett, R.D. 2005. The biology of soils: A community and ecosystem approach. Oxford University Press, Oxford.
- Batjes, N.H., and W.G. Sombroek. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology*. 3: 161-173.
- Bossuyt, H., J. Six, and P.F. Hendrix. 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biol. Biochem.* 37: 251-258.
- Bossuty, H., K. Denef, J. Six, S.D. frey, R. Mereckx, and K. Paustian. 2001. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. *Applied Soil Ecology*. 16: 195-208.
- Brady, N. 1990. The nature and properties of soils, 10<sup>th</sup> edition. Macmillan, New York.

- Brodowski, S., W. Amelung, L. Haumaier, C. Abetz, and W. Zech. 2005. Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy-dispersive X-ray spectroscopy. *Geoderma*. 128(1-2): 116-129.
- Brodowski, S., B. John, H. Flessa, and W. Amelung. 2006. Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*. 57(4): 539-546.
- Cassman, K.G., and D.N. Munn. 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature and depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 1233-1237.
- Chappell, M. 2005. Pyrogenic carbon-clay mineral associations in soil smectites. The ASA-CSSA-SSSA International Annual Meetings. 8 November 2005 Salt Lake City, Utah, U.S.A.
- Chen, B., D. Zhou, and L. Zhu. 2008. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. *Environmental Science & Technology*. 42(14): 5137-5143.
- Cheng, C.H., J. Lehmann, and M. H. Engelhard. 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 72(6): 1598-1610.
- Cheng, C.H., J. Lehmann, J.E. Thies, S.D. Burton, and M.H. Engelhard. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*. 37: 1477-1488.
- Cole, I., and R.D. Bardgett 2002. Soil animals, microbial interactions and nutrient cycling. In Lal, R. (ed.), *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker, New York, pp. 72-75.
- Davidson, D.A., and I.C. Grieve. 2006. Relationships between biodiversity and soil structure and function: Evidence from laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology* 33: 176-185.
- Edwards, A.P., and J. M. Bremner. 1967. Microaggregates in soils. *European Journal of Soil Science*. 18(1): 64-73.
- Eivazi, F., and M.A. Tabatabai. 1988. Glucosidases and agalactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20: 601-606.

- Elliott, E.T., K. Paustian, and S.D. Frey. 1996. Modeling the measurable or measuring the modelable: hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractions. pp.161-179. In D.S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (eds.) Springer-Verlag, Berlin.
- Eswaran H., Van den Berg E., and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Science Society of America Journal*. 57: 192-194.
- Gerke, H.H., and M.T. van Genuchten. 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resources Research*. 29 (2).
- Glaser, B., E. Balashov, L. Haumaier, G. Guggenberger, and W. Zech. 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry*. 31(7-8): 669-678.
- Glaser, B., L.H. G.Guggenberger, and W. Zech. 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics *Naturwissenschaften* 88: 37-41.
- Goh, K.M. 2001. Managing organic matter in soils, sediments and water. pp. 269-278. In R.S. Swift and K.M. Sparks (eds.) *Understanding and managing organic matter in soils, sediments and waters*. Proc. 9<sup>th</sup> Int. Conf. Int. Humic Substances Soc. Adelaide, Australia.
- Goh, K.M. 2004. Carbon sequestration and stabilization in soils: Implications for soil productivity and climate change. *Soil Sci. Plant Nutr*. 50: 467-476.
- Guo, L.B., and R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 8: 345-360.
- Harder, W., and L. Dijkhuizen. 1983. Physiological responses to nutrient limitation. *Annu. Rev. Microbiol*. 37:1-23.
- Hendel, R.C., Bateman, T.M., Cerqueira, M.D., Iskandrian, A.S., Leppo, J.A., Blackburn, B.K., and J.J. Mahmarian. 2005. Initial clinical experience with regadenoson, a novel selective A2A agonist for pharmacologic stress SPECT myocardial perfusion imaging. *J Am Coll Cardiol*, in press.
- Hussain, I., K.R. Olsen, and S.A. Ebelhar. 1999. Long term tillage effects on soil chemical properties and organic matter fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 63: 1335-1341.

- IPCC. 1996. Climate change 1995. p. 4. In J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, and K. Masbell (eds.) The science of climate change. Report of Working Group I. Cambridge University Press.
- IPCC. 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881pp.
- Ishimaru, K., T. Vystavel, P. Bronsveld, T. Hata, Y. Imamura, and J. Hosson. 2001. Diamond and pore structure observed in wood charcoal. *Journal of Wood Science*. 47(5): 414-416.
- Ishimaru, K., T. Hata, P. Bronsveld, and Y. Imamura. 2007a. Microstructural study of carbonized wood after cell wall sectioning. *Journal of Materials Science*. 42(8): 2662-2668.
- Ishimaru, K., T. Hata, P. Bronsveld, D. Meier, and Y. Imamura. 2007b. Spectroscopic analysis of carbonization behavior of wood, cellulose and lignin. *Journal of Materials Science*. 42(1): 122-129.
- Ishimaru, K., T. Hata, P. Bronsveld, T. Nishizawa, and Y. Imamura. 2007c. Characterization of sp<sup>2</sup>- and sp<sup>3</sup>-bonded carbon in wood charcoal. *Journal of Wood Science*. 53(5): 442-448.
- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104: 399-417.
- Jones, C.G., J.H. Lawton, and M. Shackhak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*. 69: 373-386.
- Kanchikerimath, M., and D. Singh. 2001. Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 86: 155-162.
- Kercher, A.K., and D.C. Nagle. 2003. Microstructural evolution during charcoal carbonization by X-ray diffraction analysis. *Carbon*. 41(1): 15-27.
- KKU-Ford Cropping Systems Research Project. 1982. Agroecosystem analysis of Northeast Thailand. Cropping Systems Research Project, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen, Thailand.

- Kimetu, J., J. Lehmann, S. Ngoze, D. Mugendi, J. Kinyangi, S. Riha, L. Verchot, J. Recha, and A. Pell. 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems*. 11(5): 726-739.
- Klironomos, J.N., and W.B. Kendrick. 1996. Palatability of microfungi to soil arthropods in relations to the functioning of arbuscular mycorrhizae. *Biol. Fert. Soil* 21: 43-52.
- Kumada, K. 1987. Chemistry of soil organic matter. pp. 1-241. Japan Scientific Soc. Press, Tokyo.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123: 1-22.
- Lehmann, J. 2006. Black is the new green. *Nature*. 442: 624-626.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Front Ecol Environ*. 5(7): 381-387.
- Lehmann, J., J. Gaunt, and M. Rondon. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 11(2): 395-419.
- Lehmann, J., J.P.D. Silva, C. Steiner, and T. Nehls. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendment. *Plant and Soil*. 249: 343-357.
- Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, S. Sohi, J.E. Thies, J.O. Skjemstad, F.J. Luizao, M.H. Engelhard, E.G. Neves, and S. Wirick. 2008. Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 72: 6069-6078.
- Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, J. Kinyangi, J. Grossman, B. ÓNeill, J.O. Skjemstad, J. Thies, F.J. Luizão, J. Petersen, and E.G. Neves. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1719-1730.
- Lützow, M.V., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner, and H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions-a review. *European Journal of Soil Science*. 57(4): 426-445.
- Lynch, D.L., and L.J. Cotnoir, Jr. 1965. The influence of clay minerals on the breakdown of certain organic substrates. *Soil Biol. Biochem.* 20: 367-370.
- Mapfumo, P., F. Mtambanengwe and B. Vanlauwe. 2007. Organic matter quality and management effects on enrichment of soil organic matter fractions in contrasting soils in Zimbabwe. *Plant Soil* 296:137–150.

- Masiello, C. A. 2004. New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*. 92: 201-213.
- Moncharoen, P., T. Verasilp, and H. Eswaran. 2002. Carbon sequestration in soils of Thailand. Symposium 7. Transactions of the 17th World Congress of Soil Science. 14-21 Aug 2002. Bangkok, Thailand. International Union of Soil Science. (in CD Rom Form).
- Myers, R.J.K., C.A. Palm, E. Cuevas, L.U.N. Gunatilleke, and M. Brossard. 1994. The synchronization of nutrient mineralization and plant nutrient demand. pp. 81-116. in Woomer, P.L. and M.J. Swift (ed.) *The biological management of tropical soil fertility*. Wiley-Sayce Publication, Chichester, UK.
- Newell, K. 1984a. Interactions between two decomposer basidiomycetes and a collembolan under sitka spruce: grazing and its potential effects on fungal distributions and litter decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 16: 235-239.
- Newell, K. 1984b. Interactions between two decomposer basidiomycetes and a collembolan under sitka spruce: distribution, abundance and selective grazing. *Soil Biol. Biochem.* 227-233.
- Nguyen, B., J. Lehmann, J. Kinyangi, R. Smernik, S. Riha, and M. Engelhard. 2008. Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. *Biogeochemistry*. 89(3): 295-308.
- Nguyen, B.T., and J. Lehmann. 2009. Black carbon decomposition under varying water regimes. *Organic Geochemistry*. 40(8): 846-853.
- Ocio, J.A., Martines, J., and P.C. Brookes. 1991. Contribution of straw derived N to total microbial biomass N following incorporation of cereal straw to soil. *Soil Biology and biochemistry*. 23: 655-659.
- Olsen, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*. 44: 322-331.
- Orlov, D.S. 1992. *Soil chemistry*. Brookfield, A.A Balkema Publishers.
- Palm, C.A., Gachengo, C.N., Delve, R.J., Cadisch, G., and K.E. Giller. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agric Ecosyst Environ* 83: 27-42.
- Panya, O. and G.W. Lovelace. 1988. Charcoal making in rural Northeast Thailand: rapid rural appraisal of a wood-based, small-scale enterprise. Research Report. KKU-FORD Rural Systems Research Project. Khon Kaen University. 81 pp.

- Paul, E.A. and F.E. Clark. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press. New York. 273 pp.
- Paustian, K., Collins, H.P. and E.A. Paul. 1997. Management controls on soil carbon. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.A. and C.V. Cole (Eds.). Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America, CRC Press, Boca Raton, 15-49.
- Petersen, H., and M. Luxton. 1982. A comparative analysis of soil fauna and their role in decomposition processes. *Oikos*. 39: 287-388.
- Petersen, S.O., P.S. Frohne, and A.C. Kennedy. 2002. Dynamics of a soil microbial community under spring wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 826-833.
- Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation. pp 225-264. In: A. Piccolo (ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Elsevier Science. Amsterdam, NY, Tokyo.
- Post, W.M., and K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*. 6: 317-327.
- Preston, C.M., and M.W.I., Schmidt. 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeoscience*. 3: 397-420.
- Puttaso, A., P. Vityakon, P. Saenjan, V. Trelo-ges, and G. Cadisch. 2011. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. *Nutrient cycling in agroecosystems*. 89: 159-174.
- Quénéa, K., S. Derenne, C. Rumpel, J.N. Rouzaud, O. Gustafsson, C. Carcaillet, A. Mariotti, and C. Largeau. 2006. Black carbon yield and types in forest and cultivated sandy soil (Landes de Gascogne, France) as determined with different methods: Influence of change in land use. *Organic Geochemistry*: 37: 1185-1189.
- Rabenhorst, M.C. 1995. Carbon storage in tidal marsh soils. pp. 96-103. In R. Lal, J.M. Kimble, E. Levine, and B.A. Stewart (eds.) *Soils and global change*. CRC Press, Boca Raton.
- Rynasiewicz, R. 1995. Absolute Vs. Relational Theories of Space and Time: A Review of John Earman's "World Enough and Space-Time". *Philosophy and Phenomenological Research*. 55(3): 675-87.
- Rumpel, C., T.M. Alexis, A. Chabbi, V. Chaplot, D.P. Rasse, C. Valentin, and A. Mariotti. 2006. Black carbon contribution to soil organic matter composition in tropical sloping land under slash and burn agriculture. *Geoderma*. 130: 35-46.

- Samahadthai, P., P. Vityakon, and Saenjan, P. 2010. Effects of different quality plant residues on soil carbon accumulation and aggregate formation in a tropical sandy soil in Northeast Thailand as revealed by a 10-year field experiment, land degradation and development. 21: 463-473.
- Santos, D., A.J.M. Smucker, S.L.S. Murphy, H. Taubner, and R. Horn. 1997. Uniform separation of concentric surface layers from soil aggregates. *Soil Sci Soc Am J.* 61(3): 720-724.
- Schlesinger, W.H. 1999. Carbon sequestration in soils. *Science* 284: 2095.
- Schnitzer, M. 1982. Organic matter characterization. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney, Editors, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties* (2nd Ed. ed.), American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI (1982), pp. 581–594 Chapter 30.
- Schinner, F., and W., Von Mersi. 1990. Xylanase, CMcellulase and invertase activity in soil, an improved method, *Soil Biology and Biochemistry.* 22: 511-515.
- Schmidt, M.W.I., J.O. Skjemstad, C.I. Czimcik, B. Glaser, K.M. Prentice, Y. Gelinas, and T.A.J. Kuhlbusch. 2001. Comparative analysis of black carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles.* 15: 163-167.
- Scullion, J., and A. Malik. 2000. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Biol. Biochem.* 32: 119-126.
- Six, J., E.T. Elliott, and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry.* 32: 2099-2103.
- Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul, and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil.* 241: 155-176.
- Skjemstad, J.O., D.C. Reicosky, A.R. Wilts, and J.A. McGowan. 2002. Charcoal carbon in U.S. agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1249-1255.
- Sombroek, W.G. 1966. *Amazon Soils: A Reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon Region.* Wageningen: Center for Agricultural Publications and Documentation.

- Sorrensens, L.H. 1975. The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soil during the decomposition of cellulose. *Z. Pfanzenernaehr. Bodenk.* 7: 171-177.
- Steiner, C. 2006. Slash and char as alternative to slash and burn - soil charcoal amendments maintain soil fertility and establish a carbon sink Dissertation. University of Bayreuth. Germany. pp 30.
- Steiner, C., W.G. Teixeira, J. Lehmann, T. Nehls, J.L.V.d. Macêdo, W.E.H. Blum, and W. Zech. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant Soil*. 291: 275-290.
- Stevenson, F.J. 1994. Humus chemistry, genesis, composition, reactions. John Wiley, New York.
- Swift, R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*. 166(11): 858-871.
- Tabatabai, M. A. 1982. In Page, A. L., Miller, R. H. and Keeney, D. R. (ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, 2nd Ed., Agronomy, No.9, ASA, SSSA Publ. Madison. Wisconsin, USA.
- Tangtrakarnpong, S., and P. Vityakon. 2002. Land use and soil organic matter in Northeast Thailand : microbial biomass, humic acid and mineral N. pp. 1-15 Symposium 5. Transactions of the 17th World Congress of Soil Science. 14-21 Aug 2002. Bangkok, Thailand. International Union of Soil Science. (in CD ROM Form).
- Thonissen, C., D.J. Midmore, J.K. Ladha, D.C. Olk, and U. Schmidhalter. 2000. Legume decomposition and nitrogen release when applied as green manures to tropical vegetable production systems. *Agron. J.* 92: 253-260.
- Tisdall, J.M., and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*. 33(2): 141-163.
- Urquiaga, S., G. Cadish, B.J.R. Alves, R.M. Boddey and K.E. Giller. 1998. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 30: 2099-2106.
- van Genuchten, M.T., and Wierenga, P.J. 1976. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In Klute, A. (ed) *Methods of soil analysis, Part 1*, 2<sup>nd</sup> ed. Madison, American Society of Agronomy, Madison, WI. USA.

- Visser, S. 1985. Soil invertebrates and microbial communities. In Fitter, A.H., D. Atkinson, D.J. Read, and M.B. Usher (eds.), Ecological interactions in soils: plants, microbes and animals. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 297-317.
- Vityakon, P. 2003. Soils, trees and farmers: Land-use change and sustainability of agroecosystems in the tropics (with emphasis on Northeast Thailand). Khon Kaen University and Thailand Network for Agroforestry Education (ThaiNAFE), 187 pp.
- Vityakon, P. 2005. Soil organic matter loss and fertility degradation under different agricultural land uses in sandy soils of Northeast Thailand and the use of organic materials of different qualities as a possible restoration measure. Paper presented at an international symposium on 'Management of tropical sandy soils for sustainable agriculture' Khon Kaen, Thailand 27 November - 2 December 2005 organized by IRD France, LDD Thailand under the auspices of International Union of Soil Science (IUSS).
- Vityakon, P., and N. Dangthaisong. 2005. Environmental influences on nitrogen transformation of different quality tree litter under submerged and aerobic conditions. *Agroforestry Systems* (in press).
- Wallace, A. 1994. Soil organic matter is essential to solving soil and environmental problems. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25: 15-28.
- Wang, R., Xing, X., and N. Crawford. 2007. Nitrite acts as a transcriptome signal at micromolar concentrations in *Arabidopsis* roots. *Plant Physiol.* 145: 1735–1745.
- Zhang, M., and He, Z. 2004. Long-term changes in organic carbon and nutrients of an Ultisol under rice cropping in southeast China. *Geoderma.* 118: 167-179.
- Zheng, C. and Bennett, G.D. 2002. Applied contaminant transport modeling. John Wiley & Sons, New York.

## **ผลงาน output ของโครงการ**

### **1. ผลงานการตีพิมพ์ในวารสารวิชาการนานาชาติ**

1.1 Samahadthai, P., P. Vityakon. and P. Saenjan. 2010. Effects of different quality plant residues on soil carbon accumulation and aggregate formation in a tropical sandy soil in northeast Thailand as revealed by a 10-year field experiment. Land degradation & Development. 21: 463-473. (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

1.2 Puttaso, A., P. Vityakon, P. Saenjan, V. Trelo-ges and G. Cadisch. 2011. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. Nutrient cycling in agroecosystems. 89: 159-174. (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

### **2. ผลงานตีพิมพ์ในวารสารวิชาการในประเทศ**

2.1 Puttaso, A., P. Vityakon, V. Trelo-ges, P. Saenjan and G. Cadisch. 2011. Effect of long-term (13 Years) application of different quality plant residues on soil organic carbon and soil properties of a sandy soil of northeast Thailand. Khon kaen University Research Journal. 16(4): 359-370. (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

### **3. ผลงานตำราประกอบการสอนในระดับบัณฑิตศึกษา**

3.1 Vityakon, P. 2011. Soil Organic Matter and Soil Quality in Northeast Thailand. Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen, Thailand. 142pp. (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

### **4. การเสนอผลงานในที่ประชุมวิชาการ**

4.1 กลุ่มวิจัยเข้าร่วมประชุมและเผยแพร่ผลงานวิจัย ในการประชุมนานาชาติ NASA-LULUC science team joint meeting with MAIRS, GOFC-GOLD and SEA START programs on land-cover/land-use change processes in monsoon Asia region ระหว่างวันที่ 15 มกราคม พ.ศ. 2552 ณ จ.ขอนแก่น โดย รศ. ดร.ปัทมา วิทยากร แรมโบ บรรยายเรื่อง Land-use change and its impact on soil and land resources in Northeast Thailand

4.2 รศ. ดร. ปัทมา วิตยากร แรมโบ และนายสมชาย บุตรนนท์เข้าร่วมประชุมเผยแพร่ผลงานวิจัยวิชาการ ในการประชุมนานาชาติ เรื่อง The first Thai-China joint seminar on climate change จัดโดย สกว. (ฝ่ายสวัสดิภาพสาธารณะ) และ National natural science foundation of china ระหว่างวันที่ 23-24 มีนาคม 2552 ณ กรุงเทพฯ ในการนี้ รศ. ปัทมา วิตยากร แรมโบ ได้นำผลงานวิจัยเรื่อง Decline in soil organic carbon sequestration under agricultural land uses and its restoration through organic means

4.3 กลุ่มวิจัยเข้าร่วมประชุมและเผยแพร่ผลงานวิจัย ในการประชุมวิชาการเกษตร ครั้งที่ 11 ณ คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ระหว่างวันที่ 25-26 มกราคม 2553 โดยนำเสนอภาคโปสเตอร์ เรื่อง Residue decomposition, soil organic matter and properties of sandy soil as affected by application of residue quality after 13 years โดยส่วนหนึ่งของการศึกษานี้เป็นงานวิทยานิพนธ์ปริญญาเอกของนายอรรณพ พุทธิโส นักศึกษาปริญญาเอกกาญจนาภิเษก รุ่นที่ 8 ซึ่งมี รศ.ดร.ปัทมา วิตยากร แรมโบ เป็นอาจารย์ที่ปรึกษาฝ่ายไทย และ Prof. Georg Cadisch (University of Hohenheim ประเทศเยอรมนี) เป็นอาจารย์ที่ปรึกษาฝ่ายต่างประเทศ และได้รับรางวัลชนะเลิศอันดับ 1 ในการประกวดโปสเตอร์ (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

4.4 กลุ่มวิจัยเข้าร่วมประชุมและเผยแพร่ผลงานวิจัย ในการประชุมวิชาการเกษตร ครั้งที่ 11 ณ คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ระหว่างวันที่ 25-26 มกราคม 2553 โดยนำเสนอภาคโปสเตอร์ เรื่อง กิจกรรมของเอนไซม์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างคุณภาพที่ใส่ในดินทรายเป็นระยะเวลา 14 ปี โดยการศึกษาเป็นงานในส่วนของนายภาณุเดชากมลมานิตย์ นักศึกษาปริญญาเอกกาญจนาภิเษก รุ่นที่ 10 ซึ่งมี รศ.ดร.ปัทมา วิตยากร แรมโบ เป็นอาจารย์ที่ปรึกษาฝ่ายไทย และ Prof. Georg Cadisch (University of Hohenheim ประเทศเยอรมนี) เป็นอาจารย์ที่ปรึกษาฝ่ายต่างประเทศ และได้รับรางวัลรองชนะเลิศอันดับ 1 ในการประกวดโปสเตอร์ (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

4.5 กลุ่มวิจัยการเข้าร่วมประชุมและเผยแพร่ผลงานวิจัยในการประชุมวิชาการเกษตร ครั้งที่ 11 ณ คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ระหว่างวันที่ 25-26 มกราคม 2553 โดยนำเสนอภาคโปสเตอร์ เรื่อง Influences of land uses on soil organic carbon sequestration in sandy soils of Northeast Thailand: Implication for global warming mitigation โดยงานส่วนนี้เป็นส่วนหนึ่งของงานวิจัยวิทยานิพนธ์ของนายสมชาย บุตรนนท์ นักศึกษาปริญญาเอกกาญจนาภิเษกรุ่นที่ 9 ซึ่งมี รศ.ดร.ปัทมา วิตยากร แรมโบ เป็นอาจารย์ที่ปรึกษาฝ่ายไทย และมี Prof. Kuan M. Goh จาก Lincoln University ประเทศนิวซีแลนด์ เป็นอาจารย์ที่ปรึกษาต่างประเทศ (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

4.6 กลุ่มวิจัยการเข้าร่วมประชุมและเผยแพร่ผลงานวิจัยในการประชุมวิชาการเกษตร ครั้งที่ 12 ณ คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ระหว่างวันที่ 24 มกราคม 2554 โดยนำเสนอภาคโปสเตอร์ เรื่อง Effects of different quality organic residues applied yearly for the long term on dissolved organic matter dynamics in a sandy soil โดยงานส่วนนี้เป็นส่วนหนึ่งของงานวิจัยวิทยานิพนธ์ของนางสาวนางสาวเบญจพร กุลนิตย์ นักศึกษาปริญญาเอก ภาควิชาเกษตรที่ 11 ซึ่งมี รศ.ดร.ปัทมา วิทยากร แรมโบ เป็นอาจารย์ที่ปรึกษา และได้รับรางวัลรองชนะเลิศอันดับ 1 ในการประกวดโปสเตอร์ (บทความฉบับเต็มแนบในภาคผนวกที่ 1)

## 5. ผลงานการสร้างคุณูปกต

5.1 นายอรรณพ พุทธิโส สำเร็จการศึกษาในระดับการศึกษาคุณูปกต สาขา ทรัพยากรที่ดินและสิ่งแวดล้อม: โดยสอบผ่านการป้องกันวิทยานิพนธ์ เมื่อเดือนกันยายน 2553 โดยทำวิทยานิพนธ์ในหัวข้อเรื่อง Changes in soil quality under long-term application of different quality organic residues in a sandy soil. โดยได้รับทุนการศึกษาโครงการปริญญาเอกกาญจนาภิเษก รุ่นที่ 8

## ภาคผนวกที่ 1

ผลงานวิชาการจากโครงการวิจัยที่ได้รับทุนจาก สกว.

# EFFECTS OF DIFFERENT QUALITY PLANT RESIDUES ON SOIL CARBON ACCUMULATION AND AGGREGATE FORMATION IN A TROPICAL SANDY SOIL IN NORTHEAST THAILAND AS REVEALED BY A 10-YEAR FIELD EXPERIMENT

P. SAMAHADTHAI<sup>†</sup>, P. VITYAKON<sup>\*,‡</sup> AND P. SAENJAN<sup>‡</sup>

Land Resources and Environment Section, Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002, Thailand

Received 9 July 2009; Revised 20 January 2010; Accepted 21 January 2010

## ABSTRACT

Particulate organic matter (POM) plays important role in soil organic carbon (SOC) retention and soil aggregation. This paper assesses how quality (chemical composition) of four different-quality organic residues applied annually to a tropical sandy loam soil for 10 years has affected POM pools and the development of soil aggregates. Water-stable aggregate size distribution ( $>2$ ,  $0.25$ – $2$ ,  $0.106$ – $0.25$  mm) was determined through wet sieving. Density fractionation was employed to determine POM (light—LF, and heavy—HF fractions,  $0.05$ – $1$  mm). Tamarind leaf litter showed the highest SOC ( $<1$  mm) accumulation, while rice straw showed the lowest. LF-C contents had positive correlations with high contents of C and recalcitrant constituents, (i.e. lignin and polyphenols) of the residues. Dipterocarp, a resistant residue, showed the highest LF-C, followed by the intermediate residues, tamarind, and groundnut, whereas HF was higher in groundnut and tamarind than dipterocarp residues. Rice straw had the lowest LF- and HF-C contents. Tamarind had the highest quantity (51 per cent) of small macroaggregates ( $0.25$ – $2$  mm), while dipterocarp had the most (2.1 per cent) large macroaggregates ( $>2$  mm). Rice straw had the lowest quantities of both macroaggregates. Similar to small-sized HF ( $0.05$ – $0.25$  mm), small macroaggregates had positive correlation with N and negative correlation with C/N ratios, while large macroaggregates had positive correlations with C and recalcitrant constituents of the residues. Tamarind, with intermediate contents of N and recalcitrant compounds, appears to best promote small macroaggregate formation. Carbon stabilized in small macroaggregates accounted for the tamarind treatment showing the largest SOC accumulation. Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS: particulate organic matter; size/density fractionations; soil structure; soil organic carbon

## INTRODUCTION

Cropping of formerly forested sandy soils during the past century in Northeast Thailand has resulted in severe land degradation (Vityakon *et al.*, 2004). These soils have inherently low fertility and soil organic matter or carbon (SOM or SOC) levels, as well as low water retention and weak structure (aggregation). Amendment with some types of organic residues over a prolonged term (10 years) can improve SOC contents up to 64 per cent (Vityakon, 2007) due to stabilization of carbon in the soil matrix, i.e. within soil aggregates or bound to mineral particles, as well as in the form of resistant particulate organic matter (POM) (Goh, 2004).

Organic residues have different qualities (especially chemical compositions) that may influence their long-term

effect on carbon accumulation in sandy soils. The chemical composition of organic residues with respect to their constituent C compounds can be divided into two major categories based on their ability to restore soil fertility (Tian *et al.*, 1992; Murata *et al.*, 1995; Kumar and Goh, 2000, 2003). The first category consists of 'labile' C compounds, including sugar, carbohydrate, and hemicelluloses that are easily decomposable and provide a ready source of energy for decomposer organisms. In the second category are those compounds, such as lignin and polyphenols, that are 'resistant' or 'recalcitrant' to biological decomposition and do not provide a ready source of energy. These different compounds are involved in aggregate formation, i.e. stable SOM formation, in different ways. According to the widely used hierarchical theory of aggregate formation, proposed by Tisdall and Oades (1982), microaggregates ( $<0.25$  mm) are joined together by binding agents to form macroaggregates ( $>0.25$  mm). Relatively easily decomposable C compounds termed transient (i) (e.g. polysaccharides) or temporary (ii) (e.g. roots and hyphae) binding agents are involved in macroaggregate formation through binding of microaggregates. Meanwhile, more resistant C compounds

\*Correspondence to: P. Vityakon, Land Resources and Environment Section, Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002, Thailand.  
E-mail: patma@kku.ac.th

<sup>†</sup>Research Assistant and Former Graduate Student.

<sup>‡</sup>Associate Professor of Soil Science.

are precursors of humic substances that may act as persistent (iii) binding agents in microaggregate formation (Stout *et al.*, 1981; Tisdall and Oades, 1982; Goh, 2004). These three categories of binding agents are based on their resistance to decomposition, which is related to the age and quality of organic matter (Kumar and Goh, 2000). Some recent studies support Tisdall and Oades (1982) model relating aggregate size with major binding agents. For example, Bossuyt *et al.* (2001) found that the suppression of fungal biomass reduced large macroaggregate (>2 mm) formation. However, Martens (2000a) found contradictory evidence that the polyphenol constituent of organic residues (corn stems and leaves) led to SOC accumulation in large macroaggregates (2 and 4 mm diameter) in a silty-clay loam soil.

In addition to the hierarchical theory, several other mechanisms of soil aggregation have been proposed, as reviewed by Bronick and Lal (2005). Golchin *et al.* (1994a) proposed an alternative model in which organic residues form a core encrusted by mineral particles to form microaggregates (0.02–0.25 mm). This mechanism can also form macroaggregates which subsequently form microaggregates in their interiors. When these macroaggregates lose their stability, as their decomposing organic cores become more recalcitrant and cannot provide adequate labile substrate for microbial activities, they begin to disintegrate and release the internal microaggregates (Bronick and Lal, 2005). This model contradicts the hierarchical theory since it posits that aggregates are not formed in a linear succession from microaggregates to macroaggregates. Golchin *et al.* (1994a) found that the occluded organic materials in aggregates were in various stages of decomposition and had different degrees of association with mineral particles. Aggregate stability was more closely related to the young and active SOM fraction than the total SOM content, which underlines the importance of quality attributes of added organic residues.

Accumulation of SOM is influenced by soil texture while soil mineralogy exerts a secondary influence (Zinn *et al.*, 2007a). In their review, Feller and Beare (1997) concluded that SOM accumulation is more difficult in coarse-textured (sandy) soils than in heavier-textured ones. This is because the chemical and physical properties of the former are not conducive to formation of stable aggregates which can effectively protect SOM against microbial degradation. They also concluded that aggregate-protected SOM is less abundant in tropical low activity clay soils, which cover about 60 per cent of the land area of the tropics (Feller *et al.*, 1996), than in temperate ones rich in high activity clay. This conclusion is supported by the results of a short-term incubation (<1 month) study of a sandy low activity clay soil, which showed no effect of particle-size fractionation on N mineralization (Bernhard-Reversat, 1981). However, Zinn

*et al.* (2007a) have recently concluded from some published work that tropical low activity clay soils do not necessarily retain less SOC than their high activity clay-rich counterparts. They proposed that the considerable SOC retention in kaolinitic soils was partly due to significant contents of Fe and Al oxides in the clay fraction.

Physical fractionation is a technique that has been used effectively to characterize the relations between SOM and aggregation on the macro- and microaggregate scales (Feller *et al.*, 1996). This technique involves size fractionation followed by density fractionation into light (LF) and heavy (HF) fractions. Golchin *et al.* (1994b) employed density fractionation to classify SOM, based on the spatial distribution of organic materials within the soil matrix, into free POM (outside aggregates), occluded POM (within aggregates), and colloidal or clay-associated organic matter. The LF corresponds to a freely existing POM pool, while the HFs were those occluded in soil aggregates or bound on active surfaces of soil particles, clay, or silt. The HF, therefore, takes part in aggregate formation as an organic binding agent or core (Six *et al.*, 2000; Chan *et al.*, 2002; Rees *et al.*, 2005).

This study was undertaken to investigate the effects of continuous prolonged (10 years) application of organic residues of different quality on SOC accumulation and aggregate formation in a sandy soil in Northeast Thailand, where extremely sandy (>85 per cent) soils cover an area of approximately 16 million hectares (Land Development Department, 2003). The mineralogy of these soils is dominated by low-activity clays, i.e. 1:1 type clay as kaolinite associated with Fe, Al, Mn oxides, and/or hydroxides (Yoothong *et al.* 1997). The main objective was to assess the relation of residue quality, notably N, lignin, and polyphenols contents, as well as C/N ratios with soil aggregation and aggregate size distribution as related to the POM pools.

## MATERIALS AND METHODS

### *Site and Soil*

The site was located in the Research Station of the Office of Agriculture and Co-operatives of Northeast Thailand in the Tha Phra subdistrict of Khon Kaen Province (16°20' N; 102° 49' E). The soil was a Khorat Sandy Loam (fine loamy siliceous isohyperthermic Oxic Paleustult), which represents approximately 21 per cent of the soils in Northeast Thailand. Details of initial soil chemical composition are presented in Table I. The climate is classified as savanna with distinct rainy (warm) (April–October) and dry (cool) (November–March) seasons. Typical annual rainfall is 1200 mm with two peaks, one in May–June and the other in August–September. The average temperature is 28°C with a minimum of <15°C and a maximum of *ca.* 40°C.

Table I. Some initial chemical and physical properties of the studied soil at 0–15 cm depth

| Soil parameters                                    | Values |
|----------------------------------------------------|--------|
| Sand (g kg <sup>-1</sup> )                         | 934    |
| Silt (g kg <sup>-1</sup> )                         | 45     |
| Clay (g kg <sup>-1</sup> )                         | 21     |
| pH (H <sub>2</sub> O)                              | 5.5    |
| CEC (cmol kg <sup>-1</sup> )                       | 3.5    |
| Total C (g kg <sup>-1</sup> )                      | 2.1    |
| Bulk density (0–15 cm depth) (g cm <sup>-3</sup> ) | 1.45   |

### Experiment

A field experiment was started in 1995 in a field, situated in a typical gentle undulating terrain, that had previously been used for experiments with field crops, i.e. cassava (*Manihot esculenta*), kenaf (*Hibiscus cannabinus*) and sugarcane (*Saccharum*). Five treatments were applied: control, rice straw, groundnut (*Arachis hypogea*) stover, and tree litter from *Dipterocarpus tuberculatus*, and tamarind (*Tamarindus indica*). Each residue was applied at 10 t DM ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>. Rice straw and groundnut stover were cut into 5–10 cm lengths. Tree residues included recently fallen leaves of dipterocarp (cut into rectangles about 3 × 6 cm), and recently fallen leaves + small branches (ratio leaves/small branches 7:1) of tamarind.

A randomized complete block (RCB) design with three replicates arranged along a gentle slope (1 per cent) was used. Each residue treatment was applied annually in April or May from 1995 to 2004 (10 years) to 4 × 4 m plots. It was evenly spread on the soil surface and manually incorporated, by use of hoes, into the soil to the approximate depth of 15 cm. Although regular weeding (approximately monthly) was done by lightly hoeing the soil surface, in rainy seasons the plots sometimes developed partial weed cover, but never for an extended period. Weeded materials were removed from the plots. Soil sampling was conducted annually in April of each year before application of the new residues. Soil samples collected in April 2005 were used in this study. At each soil sampling, 10 random samples (0–15 cm depth) were collected in a 2 × 2 m area in the center of each plot using an auger (2.5 cm diameter). The ten soil samples were bulked together as a composite sample.

### Soil Physical Fractionation Analysis

Two methods were used to fractionate the soil: (i) mechanical fractionation of water stable aggregates and (ii) manual fractionation of weak (unstable) aggregates. Water stable aggregates were obtained using air-dried soil samples that had been passed previously through an 8 mm sieve. For each analysis, 25 g of soil were placed on the top sieve in a nest of sieves with five mesh sizes (2, 1, 0.5, 0.25,

and 0.106 mm) in a sieving machine. The soil was first immersed in water for 10 min. To allow saturation by water, followed by wet sieving for 30 min. The sieve nest was moved up and down (1 cycle) to a vertical height of 3.8 cm and at a rate of 30 cycles min<sup>-1</sup>. At the end of wet sieving, the soil remaining on each sieve was collected and oven dried at 105°C to a constant weight. Mean weight diameter (MWD) was calculated employing the formula:

$$\text{MWD} = \frac{\sum \bar{X}_i W_i}{W}$$

where  $\bar{X}_i$  is the mean diameter of any particular size range of aggregates separated by sieving,  $W_i$  is the weight of soil in that size range,  $W$  is the total weight of soil used for the analysis.

Fractionation of unstable or weakly bonded aggregates was done in combination with soil litter (>1 mm) isolation and density fractionation to yield POM. Size fractionation was performed on whole composite soil samples according to the procedure of Hassink (1995) as modified by Nguyen (2004); Meepetch (2000); Tangtrakarnpong, (2002). Three hundred grams of air-dried soil were rewetted slowly on a wet filter paper prior to careful manual wet sieving through a nest of four mesh-size (2, 1, 0.25, and 0.053 mm) sieves. The manual wet sieving employed gently running water from a hose placed at the top of the nest of sieves. The water was allowed to run vertically down through the sieves without overflowing from any sieve. Sieving of each sample took approximately 30 min. Soil litter was separated by hand picking from the 2 and 1 mm sieves. Subsequently, the soil litter and materials remaining on each sieve were oven-dried at 70°C to constant weights and weighed. This yielded the quantities of two soil litter size fractions (>2 and 1–2 mm) and those of the other four size fractions including >2 (without litter), 1–2 (without litter), 0.25–1, and 0.053–0.25 mm. The sizes 0.25–1 and 0.053–0.25 mm were further separated by density fractionation employing a solution of sodium polytungstate at a density of 1.3 g cm<sup>-3</sup>. Thus, two density fractions, i.e. light fraction (LF < 1.3 g cm<sup>-3</sup>) and heavy fraction (HF > 1.3 g cm<sup>-3</sup>) of each size fraction were obtained. They were oven-dried at 70°C to constant weights.

Unstable aggregate quantity was calculated as the difference between the weight of materials obtained from mechanical and manual fractionation while the weight ratio of the unstable to the stable aggregates was taken as a measure of aggregate stability.

### Soil Analysis

Carbon and N concentrations were determined in the soil litter, POM, and whole soil. Carbon in the soil litter and POM was determined by dry combustion (Elementar Analysensysteme GmbH Vario EL), while that in whole soil (<1 mm particle size obtained by dry-sieving through a 1 mm mesh

sieve), was determined titrimetrically employing Walkley and Black dichromate digestion method (Nelson and Sommers, 1982). Given the sandy texture of the studied soil, it is highly probable that the dichromate oxidation method was as effective as the dry combustion in C determination. Meanwhile, all N concentrations were determined by micro-Kjeldahl method.

#### Organic Residue Quality

The organic residues selected for this study covered a wide range of chemical compositions or quality, notably C, N, lignin, polyphenol, and cellulose contents, C/N ratios (Table II). Groundnut stover represented what is conventionally referred to as a 'high quality' organic residue with respect to decomposition and N release. It has a high content of N, a low C/N ratio, and low contents of resistant compounds, i.e. lignin and polyphenols. The dipterocarp leaf litter represented 'low quality' residue, with low N but with high C, C/N ratio, and resistant compounds. Tamarind litter was of 'intermediate quality', while rice straw was in a category of its own with low N and high C/N comparable to dipterocarp residues, but it had the lowest C, lignin, and polyphenols, while its cellulose content was highest among all the residues investigated.

The chemical composition of organic residues in the experiment varied only slightly from year to year (refer to data of year 1 in Vityakon *et al.*, 2000). However, values used in this study were those of year 10. Carbon concentrations were determined by dry combustion (Elementar Analysensysteme GmbH Vario EL<sup>®</sup>), N by micro-Kjeldahl method, lignin and cellulose by the acid-detergent lignin method (Goering and Van Soest, 1970). Total extractable polyphenols were assessed by colorimetric method employing the Follin-Denis reagent with tannic acid as a standard, after extraction with hot (77°C) 50 per cent aqueous methanol at a plant material (mg) to extractant (ml) ratio of 37.5:1 (w/v) (Anderson and Ingram, 1993).

#### Statistical Analysis

One factor ANOVA under an RCB design was used to analyze the main effects of the plant residues treatments and least significant different (LSD) was used for mean

comparisons ( $|p| < 0.05$ ). Pearson correlation analysis was performed using the GLM procedure of SAS (SAS Institute, Cary, NC). Nonlinear curve fitting was employed where appropriate, to study relationships of aggregate formation with residue quality.

## RESULTS AND DISCUSSION

#### Soil Organic Carbon Accumulation

The annual application of all of the different quality organic residues for 10 years led to significantly higher accumulation of SOC compared to the control (Table III). The highest SOC was found in the tamarind treatment, followed by the groundnut and dipterocarp, while rice straw had the lowest SOC accumulation (Table III). The SOC concentration has a high negative correlation with C/N ratio ( $r = -0.84$ ,  $|p| \leq 0.01$ ,  $n = 12$ ) but a positive correlation with N ( $r = 0.77$ ,  $|p| \leq 0.004$ ,  $n = 12$ ) of the organic residues. Although the correlation results suggest that SOC accumulation was favored by residues with low C/N ratio and high N, the groundnut, which had the lowest C/N ratio and highest N, did not accumulate the highest SOC. Some later results (year 13) of this same experiment have shown that groundnut treatment had the highest CO<sub>2</sub>-C loss (91 per cent C added), while tamarind (another legume treatment) showed much greater C conservation (only 33 per cent CO<sub>2</sub>-C loss). This was a result of higher microbial efficiency in C utilization (as measured by metabolic quotient— $q\text{CO}_2$ ) in the tamarind as compared to the groundnut (Puttaso, A., personal communication).

Dipterocarp has the highest C content in large sized (>2 mm) litter isolated from whole soil. The increase in the large size litter relative to the control was highest (7.2 fold) in the dipterocarp compared with the other residue treatments in the following decreasing order of 2.8, 2.1, and 1.9 fold for the tamarind, rice straw, and groundnut, respectively. The quantity of >2 mm soil litter showed significant positive correlations with the ratio of polyphenol to N ( $r = 0.59$ ,  $|p| < 0.05$ ) and lignin + polyphenol to N ( $r = 0.57$ ,  $|p| < 0.05$ ) and a trend of correlation with polyphenol content of the residues ( $r = 0.546$ ,  $|p| < 0.07$ ).

Table II. Some major chemical quality characteristics of plant residues

| Residues         | C                     | N    | C/N  | Cellulose | L <sup>a</sup>        | Pp <sup>b</sup> | L/N  | Pp/N  | (L + Pp)/N |
|------------------|-----------------------|------|------|-----------|-----------------------|-----------------|------|-------|------------|
|                  | (g kg <sup>-1</sup> ) |      |      |           | (g kg <sup>-1</sup> ) |                 |      |       |            |
| Rice straw       | 390                   | 5.6  | 69.6 | 474       | 19                    | 8.0             | 3.46 | 1.43  | 4.9        |
| Groundnut stover | 415                   | 22.3 | 18.6 | 372       | 39                    | 12.5            | 1.75 | 0.56  | 2.3        |
| Dipterocarp      | 450                   | 6.2  | 72.6 | 325       | 256                   | 94.4            | 41.3 | 15.23 | 56.5       |
| Tamarind         | 439                   | 10.0 | 43.9 | 356       | 198                   | 50.0            | 19.8 | 5.0   | 24.8       |

<sup>a</sup>Lignin.

<sup>b</sup>Polyphenol.

Table III. Quantities of carbon in whole soil, soil litter, and particulate organic matter in soil treated with different quality organic residues

| Treatments  | Total C <sup>a</sup> ( $\leq 1$ mm) |                                    | Soil litter—C <sup>a</sup><br>(g kg <sup>-1</sup> soil) |         | POM—C <sup>a</sup> (g kg <sup>-1</sup> soil) |              |           |              | C in fraction <sup>a</sup><br>(per cent total C) |             |
|-------------|-------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------|----------------------------------------------|--------------|-----------|--------------|--------------------------------------------------|-------------|
|             |                                     |                                    |                                                         |         | LF                                           |              | HF        |              | LF                                               | HF          |
|             | (g kg <sup>-1</sup> )               | (t ha <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup> | $\geq 2$ mm                                             | 1–2 mm  | 0.25–1 mm                                    | 0.05–0.25 mm | 0.25–1 mm | 0.05–0.25 mm | (0.05–1 mm)                                      | (0.05–1 mm) |
| Control     | 1.53 d                              | 3.6 d                              | 0.12 b                                                  | 0.15 ab | 0.04 b                                       | 0.05 a       | 0.40 a    | 0.10 c       | 6.1 a                                            | 33.4 a      |
| Rice straw  | 2.27 c                              | 5.3 c                              | 0.37 b                                                  | 0.06 b  | 0.08 b                                       | 0.03 a       | 0.40 a    | 0.18 bc      | 4.8 a                                            | 25.2 a      |
| Groundnut   | 3.30 ab                             | 7.5 ab                             | 0.35 b                                                  | 0.12 ab | 0.20 a                                       | 0.04 a       | 0.38 a    | 0.45 a       | 7.4 a                                            | 25.7 a      |
| Dipterocarp | 3.00 b                              | 6.7 b                              | 0.98 a                                                  | 0.22 a  | 0.22 a                                       | 0.05 a       | 0.44 a    | 0.31 ab      | 8.5 a                                            | 24.8 a      |
| Tamarind    | 3.66 a                              | 8.2 a                              | 0.46 b                                                  | 0.21 a  | 0.23 a                                       | 0.04 a       | 0.50 a    | 0.48 a       | 7.3 a                                            | 26.6 a      |

<sup>a</sup>Means in the same column followed by the same letters are not significantly different at  $|p| \leq 0.05$  (LSD).

<sup>b</sup>Soil C (t ha<sup>-1</sup>) quantities were calculated employing bulk density (g cm<sup>-3</sup>) values of 1.59, 1.56, 1.53, 1.50, and 1.53 for the control, rice straw, groundnut, dipterocarp, and tamarind, respectively.

This shows that lignin and polyphenol interact in retarding decomposition and favoring residues to remain as POM. However, interactions with N also influence the decomposition. In the 1–2 mm size, there were no consistent effects of residue amendments in comparison to the control.

Light fraction (LF) represents relatively unprotected or free SOM that was not (yet) bound to clay surfaces or occluded in aggregates. The large-sized (0.25–1 mm) LFs were significantly higher for the tamarind, dipterocarp, and groundnut residues than for the rice straw and the control (Table III). The LF-C was positively correlated with residue C concentration ( $r = 0.72$ ,  $|p| < 0.01$ ), lignin ( $r = 0.59$ ,  $|p| < 0.05$ ), and polyphenols ( $r = 0.51$ ,  $|p| < 0.09$ ). Similar to the amount of  $> 2$  mm sized litter fractions, residues with recalcitrant materials tend to contribute higher amounts of large-sized LF fractions than those with easily decomposable constituents. However, lignin/N and polyphenols/N were not found to influence the amount of large-sized LF in soils. Quantities of the small-sized LF (0.053–0.25 mm) did not differ from the control in all residue treatments.

Total contribution of LF (corresponding to sand size) to the total C pool (per cent total C) was kept constant among residue treatments, although total SOC and LF-C have increased with amendments. The magnitude of these LF contributions to total soil C were comparable to those reported in other studies in different soils and land uses, e.g. 5–17 per cent total C in forest and field crops in Northeast Thailand (Tangtrakarnpong, 2002), in natural fallow stages (1–5 years fallow) of shifting cultivation in Vietnam's northern mountains (Nguyen, 2004), and in surface soil of long-term crop rotation in Canada (Janzen *et al.*, 1992). However, different amounts were also reported elsewhere. In her review on POM as a valuable SOM index of soil management, Wander (2004) concluded that POM was sensitive to soil management (i.e. plant inputs, soil mixing), and varied with season, soil texture, and depth.

The heavy fraction (HF) of SOM reflects the more advanced stage of decomposition–humification processes and represents the pool associated with the soil matrix, i.e. soil aggregates and minerals. The large-sized HF-C (0.25–1 mm) was not significantly different among residue treatments or compared to the control (Table III). On the other hand, substantial increases relative to the control in the small-sized (0.053–0.25 mm) HF-C fraction were found in the following decreasing order: 3.8 fold in the tamarind, 3.5 in the groundnut, and 2.1 in the dipterocarp. The small-sized HF fraction showed a significant negative correlation with the ratio of C to N in the residues ( $r = -0.63$ ,  $|p| < 0.05$ ) and positive correlations with N content ( $r = 0.53$ ,  $|p| < 0.07$ ) of the residues. This indicates that easily decomposable residues, i.e. those possessing high N and low C/N ratios, tend to promote C sequestration as small-sized HF. The relations of the residue qualities with the amount of HF are the opposite of those for the litter and LF. These results agree with those of Hassink (1995) who also found that resistant residues enhanced the LF pool, whereas high-quality residues promoted HF.

The C/N ratios of SOM fractions were generally higher than those of whole soil (Table IV). Similar results were found by Hassink (1995). In the LF, C/N ratios reflect those of the original plant residues, as shown by correlations,  $r = 0.54$  ( $|p| < 0.07$ ) and  $r = 0.76$  ( $|p| < 0.001$ ) for large- and small-sized LF, respectively. These results showed that soils treated with high quality residues have their free organic matter (LF) in a slightly more decomposed states than those treated with lower quality residues. Changes in C/N ratios in POM fractions showed decreasing trends from litter to LF to large-sized HF and from large sizes to small sizes, although these trends were not consistent among different organic residues. However, the C/N ratios of small-sized HF showed a sharp increase over those of large-sized HF and small-sized LF (Table IV). This can be attributed mainly to the almost

Table IV. The ratios of carbon to nitrogen in whole soils and different fractions of soil litter and particulate organic matter

| Treatments  | C/N of whole soil and some SOM fractions <sup>ab</sup> |                     |                      |                |                   |                |                   |
|-------------|--------------------------------------------------------|---------------------|----------------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|
|             | Whole soil                                             | Soil litter (>2 mm) | Soil litter (1–2 mm) | LF (0.25–1 mm) | LF (0.05–0.25 mm) | HF (0.25–1 mm) | HF (0.05–0.25 mm) |
| Control     | 13.3 a                                                 | 26.2 ab A           | 25.7 a A             | 24.7 a A       | 13.6 cd B         | 13.4 b B       | nc                |
| Rice straw  | 13.7 a                                                 | 27.0 ab B           | 19.3 a C             | 18.6 b C       | 14.9 b C          | 15.6 ab C      | 34.0 a A          |
| Groundnut   | 12.1 a                                                 | 33.0 a A            | 17.1 a B             | 16.9 b B       | 13.1 d B          | 12.8 b B       | 26.4 b A          |
| Dipterocarp | 15.4 a                                                 | 25.5 ab A           | 24.5 a A             | 24.1 a A       | 16.9 a B          | 15.6 ab B      | 17.0 c B          |
| Tamarind    | 14.3 a                                                 | 24.3 ab A           | 20.9 a ABC           | 17.7b CD       | 14.2 bc D         | 18.8 a BCD     | 23.4 b AB         |

nc = not calculable due to non-detectable N content.

<sup>a</sup>Means in the same column followed by the same lower case letters are not significantly different ( $|p| \leq 0.05$ ) (LSD).

<sup>b</sup>Means in the same row followed by the same upper case letters are not significantly different ( $|p| \leq 0.05$ ) (LSD).

300 fold lower N content of the HF (average value of  $0.005 \text{ g kg}^{-1}$ ) compared to the LF (average value of  $14.3 \text{ g kg}^{-1}$ ) (detailed data not shown). In addition, the HF might have higher lignin content than the LF. The HF in our study was partly those formerly in soil aggregates (occluded POM) that were disrupted during the manual wet sieving. It was found that the POM occluded in soil aggregates had a wider C/N ratio than the free fraction (LF) in some soils from Australia (Golchin *et al.*, 1994b) and Brazil (Zinn *et al.*, 2007b). They attributed this to a lower N content and/or higher lignin or charcoal particle contents of the occluded fraction.

#### Aggregate Size Distribution and SOC Occlusion

The mean weight diameter (MWD) was generally low ( $<0.5 \text{ mm}$ ) in the studied soil due to the very low cementation by clays. Zinn *et al.* (2007b) found that only SOC plays an important role in aggregate formation in the top 5 cm depth while below this depth clay + silt is increasingly important in aggregate formation. All soils treated with residues produced significantly larger mean sized soil aggregates (as shown by the mean weight diameter—MWD) than the control (Table Va). The highest MWD aggregates were found in the groundnut treatment followed by the tamarind. Dipterocarp and rice straw had significantly smaller MWD than the groundnut and tamarind. The largest MWD in our studies (0.49 mm) is smaller than the 0.67 mm reported by Tangtrakarnpong (2002) in a sandy soil under dry dipterocarp forest in Northeast Thailand. This difference may reflect the fact that the forest soil has more root activity and suffers less disturbance than the soil in our treatments which were not under permanent vegetation and were disturbed by incorporation of residues. Plant roots are classified as temporary binding agents in aggregate formation, which differ from the other two classes, i.e. transient (e.g. polysaccharides or simple carbohydrate) and persistent (aromatic compounds) (Tisdall and Oades, 1982). However,

MWD values in this study are higher than the 0.22 mm reported for the same soil under cassava and sugarcane (Tangtrakarnpong, 2002). The larger mean aggregate size in the tamarind and groundnut resulted from their aggregate size distribution. The tamarind had the highest quantity of small stable macroaggregates (0.25–2 mm) (50.9 per cent) followed by the groundnut (45.3 per cent), which are higher than the 34.5 per cent found by Tangtrakarnpong (2002) under the dry dipterocarp forest. In addition, both residues showed the highest increase in this aggregate size (21.5 and 15.9 per cent, respectively) relative to the control. Furthermore, tamarind had the lowest quantity of small unstable macroaggregates (8.6 per cent), while rice straw and dipterocarp had over 30 per cent (Table Vb). This showed that small macroaggregates formed under the tamarind were bound together more strongly than those under the other treatments.

Microaggregate (0.106–0.25 mm) weight of the tamarind treatment showed a significantly greater decrease relative to the control (13.8 per cent) than that of the groundnut (4.7 per cent) (Table Va), which suggests that more of microaggregates underwent a cementing process to form small macroaggregates in the tamarind treatment. This is compatible with the hierarchical theory of aggregate formation (Tisdall and Oades, 1982), according to which macroaggregates are formed from the binding of microaggregates by cementing agents. Meanwhile, the rice straw showed a relatively large decrease in microaggregate weight relative to the control (12.1 per cent), but the quantity of small macroaggregates was not as high as in the other residue treatments, with the exception of the dipterocarp. It appears that the rice straw treatment still had its aggregates and particles in the fraction  $<0.106 \text{ mm}$  size (not analyzed in this study) as seen in its lower value of sum of aggregates ( $>0.106 \text{ mm}$  in size) of only 67 per cent compared with the other treatments (Table Va).

The groundnut, tamarind, and dipterocarp showed significantly higher quantities of total aggregates larger

Table V. Size and distribution of soil (a) water stable and (b) water-unstable aggregates as affected by different-quality organic residues applied in the long term

| (a) Water-stable aggregates |                                                                                                                                                   |                                     |                                         |                                    |                                    |
|-----------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Treatment                   | Quantities of aggregates of different sizes (per cent w/w) <sup>a</sup> (Changes in quantities relative to the control—per cent w/w) <sup>b</sup> |                                     |                                         |                                    |                                    |
|                             | MWD<br>(mm)                                                                                                                                       | Large<br>macroaggregates<br>(≥2 mm) | Small<br>macroaggregates<br>(0.25–2 mm) | Microaggregates<br>(0.106–0.25 mm) | Total aggregates<br>(0.106–≥ 2 mm) |
| Control                     | 0.25 d                                                                                                                                            | 0.3 b (na) <sup>c</sup>             | 29.4 c (na) <sup>c</sup>                | 39.4 a (na) <sup>c</sup>           | 69.1 cd (na) <sup>c</sup>          |
| Rice straw                  | 0.35 c                                                                                                                                            | 1.1 ab (0.87 A)                     | 38.5 b (9.1 BC)                         | 27.3 c (–12.1 B)                   | 66.9 d (–2.2 B)                    |
| Groundnut                   | 0.49 a                                                                                                                                            | 1.4 ab (1.12 A)                     | 45.3 a (15.9 AB)                        | 34.5 b (–4.7 A)                    | 81.2 a (12.1 A)                    |
| Dipterocarp                 | 0.37 c                                                                                                                                            | 2.1 a (1.85 A)                      | 33.9 bc (4.5 C)                         | 38.0 ab (–1.5 A)                   | 74.0 bc(4.9AB)                     |
| Tamarind                    | 0.44 b                                                                                                                                            | 1.9 a (1.66 A)                      | 50.9 a (21.5 A)                         | 25.6 c (–13.8 B)                   | 78.4 ab (9.3 A)                    |

| (b) Unstable aggregates |                                                                         |                                         |
|-------------------------|-------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|
| Treatments              | Quantities of aggregates of different sizes (per cent w/w) <sup>a</sup> |                                         |
|                         | Large<br>macroaggregates<br>(≥2 mm)                                     | Small<br>macroaggregates<br>(0.25–2 mm) |
| Control                 | 0.2 b                                                                   | 43.6 a                                  |
| Rice straw              | 0.9 ab                                                                  | 33.7 ab                                 |
| Groundnut               | 1.3 ab                                                                  | 18.7 bc                                 |
| Dipterocarp             | 1.7 a                                                                   | 30.5 ab                                 |
| Tamarind                | 1.8 a                                                                   | 8.6 c                                   |

<sup>a</sup>Mean in the same column followed by the same lower case letters are not significantly different at  $|p| \leq 0.05$  (LSD).<sup>b</sup>Means in parentheses in the same column followed by the same upper case letters are not significantly different at  $|p| \leq 0.05$  (LSD).<sup>c</sup>na = not applicable.

than 0.106 mm than the rice straw, which was comparable to the control. The results showed that groundnut, tamarind, and dipterocarp residues brought about the formation of aggregates while rice straw did not show any increase over the control. Although much previous work has shown that addition of crop residues has positive effects on soil aggregation (Kumar and Goh, 2000), our results highlight the extent to which the differing chemical compositions of the residues exert control on the degree of aggregation and aggregate size distribution. Martens (2000b) showed that high phenolic acid contents of corn and prairie grass residues had significant positive influence on large macroaggregate formation whereas low phenolic acid but high protein contents in soybean residues exerted positive influence on small macroaggregates and microaggregates. However, on the whole, soybean treated soil was found to have lower structural stability than soils under corn and prairie grass.

The dipterocarp showed the lowest decrease in microaggregates (1.5 per cent) and increase in small macroaggregates (4.5 per cent) relative to the control. However, residues of dipterocarp, followed by the tamarind, showed the highest quantity of large stable macroaggregates and the highest increase over the control (Table Va). The dipterocarp and tamarind also had higher quantities of large unstable

macroaggregates than the other treatments, although only significantly higher than the control (Table Vb). The higher amounts of large macroaggregates (both stable and unstable) found in the dipterocarp and tamarind showed that these two residues offered the highest and second highest capacities for large macroaggregate formation. The high lignin and polyphenol contents of both residues were likely factors bringing about large macroaggregate formation through at least two mechanisms. One is through polyphenol induced fungal community formation. The fungal hyphae, which are considered a temporary binding agent (Tisdall and Oades, 1982), bind microaggregates and organomineral particles to form macroaggregates (Kumar and Goh, 2000, Christensen, 2001). The other mechanism is formation of humic substances through decomposition of residues that are rich in lignins and polyphenols (Martens, 2000b). Humic substances are a persistent binding agent in aggregate formation (Tisdall and Oades, 1982). Tangtrakarnpong (2002) found the quantity of large stable macroaggregates in the dry dipterocarp forest of the Northeast to be 5 per cent, which is more than double that under the dipterocarp treatment (2.1 per cent) found in this study. It appears that although the natural forest had a lower quantity of small macroaggregates than the dipterocarp treated soil, it had a

higher capacity for large macroaggregate formation, which is probably due to the additional root associated processes. In the tamarind and groundnut, proportions of unstable/stable large macroaggregates (0.9 for both) were significantly higher than for small macroaggregates (0.2 and 0.4 in the tamarind and groundnut, respectively.) This showed that mechanisms that bind small macroaggregates together under the tamarind and groundnut treatments render stronger binding than those of large macroaggregates. For the dipterocarp this proportion was lowest (0.8) among (although not significantly different than) other treatments for the large macroaggregates indicating that large macroaggregates under the dipterocarp were more strongly bound together than those of the tamarind and groundnut. The high polyphenol content in the dipterocarp may have been responsible for the high amount of stable large macroaggregates found in this treatment. Polyphenols are a precursor of humic substances which serve as binding agents for the cohesion of clay particles to form aggregates. The binding mechanisms involve various bondings such as bonding of a clay-polyvalent metal-humus complex (Stevenson, 1994: p. 446), which are harder to disrupt in macroaggregates than microaggregates (Stout *et al.*, 1981: p. 44). Martens (2000a) found that the residue (maize) with the highest phenolic acid content showed the greatest amount of large macroaggregates (2–4 mm) when compared to those with lower phenolic acid contents (alfalfa and rapeseed). Meanwhile, the rice straw showed low quantities and low increase in quantities of the large macroaggregates.

Figure 1 shows that MWD was strongly correlated with C/N ratio ( $r = -0.90$ ,  $|p| < 0.001$ ) and N content ( $r = 0.86$ ,  $|p| < 0.001$ ) in residues. The residues with relatively low to intermediate C/N ratio and intermediate to high N, i.e. groundnut and tamarind, brought about large MWD aggregates through formation of small macroaggregates.

A significant negative linear correlation was found between quantities of small macroaggregates and the C/N

ratio of the residues ( $r = -0.66$ ,  $|p| < 0.05$ ) and a trend of positive linear correlation with N content of the residues was also found ( $r = 0.45$ ,  $|p| < 0.14$ ). However, polynomial function can bring about higher correlations than the linear function for the relations between small macroaggregates and C/N (Figure 2a) and N ( $r^2 = 0.69$ ,  $|p| < 0.01$ ) in residues and also with other quality parameters including C (Figure 2b), lignin ( $r^2 = 0.82$ ,  $|p| < 0.001$ ), polyphenols (Figure 2c), lignin/N ( $r^2 = 0.64$ ,  $|p| < 0.01$ ), polyphenols/N ( $r^2 = 0.60$ ,  $|p| < 0.05$ ) and (lignin + polyphenols)/N (Figure 2d). This shows that residues with intermediate values of these quality parameters, i.e. the tamarind, formed high quantities of small macroaggregates, which, in turn, led to the increased MWD. Tamarind residues also brought about large MWD aggregates resulting from formation of a large quantity of small macroaggregates from microaggregates as shown earlier in the significant decreased of its microaggregates relative to the control (Table Va). There was a trend of negative linear correlation between the quantity of small macroaggregates and the ratio of polyphenol/N ( $r = -0.51$ ,  $|p| < 0.09$ ). The critical concentrations of different residue quality parameters for maximum small aggregate formation ( $Y_{\max}$ ) of 50–60 per cent soil weight found in this study as calculated from the polynomial equation corresponding to each residue quality parameter (Figure 2) were as follows: C ( $422 \text{ g kg}^{-1}$ ) for  $Y_{\max}$  50 per cent w/w, N ( $16 \text{ g kg}^{-1}$ ) for  $Y_{\max}$  55 per cent, C/N ( $43 \text{ g kg}^{-1}$ ) for  $Y_{\max}$  50 per cent, lignin ( $130 \text{ g kg}^{-1}$ ) for  $Y_{\max}$  58 per cent, polyphenols ( $50 \text{ g kg}^{-1}$ ) for  $Y_{\max}$  51 per cent, lignin/N (20) for  $Y_{\max}$  50 per cent, polyphenols/N (6) for  $Y_{\max}$  50 per cent, (lignin + polyphenols)/N (25) for  $Y_{\max}$  50 per cent. For most of these parameters, with the exception of N and lignin, the tamarind came the closest to having the optimum values to bring about the highest quantity of small macroaggregates. Meanwhile, the groundnut had a higher level of N than the critical value which does not favor the formation of large quantities of small and large macroaggregates. It has been shown that high mineral N in soils inhibits fungal growth, which in turn, lessens the production of binding agents, e.g. fungal mycelia (Bossuyt *et al.*, 2001). In addition, the groundnut had lower amounts of recalcitrant materials while the dipterocarp had lower N relative to the critical values which did not favor the formation of large quantities of small macroaggregates. As for the rice straw, it had lower N and recalcitrant materials than the critical values which is unfavorable for the formation of the small macroaggregates.

In addition, tamarind also formed high quantities of large macroaggregates second only to (but not significantly different from) dipterocarp. It appears that organic residues that are most resistant to decomposition favor the formation of large macroaggregates. This can be seen by positive linear correlations between the quantities of large macroaggregates with lignin ( $r = 0.53$ ,  $|p| < 0.08$ ), polyphenol ( $r = 0.50$ ,

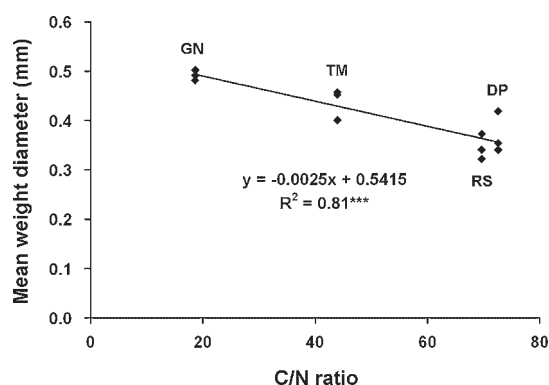


Figure 1. Diagram of relations between MWD with C/N of plant residues. (RS = rice straw, GN = groundnut stover, DP = dipterocarp, and TM = tamarind).

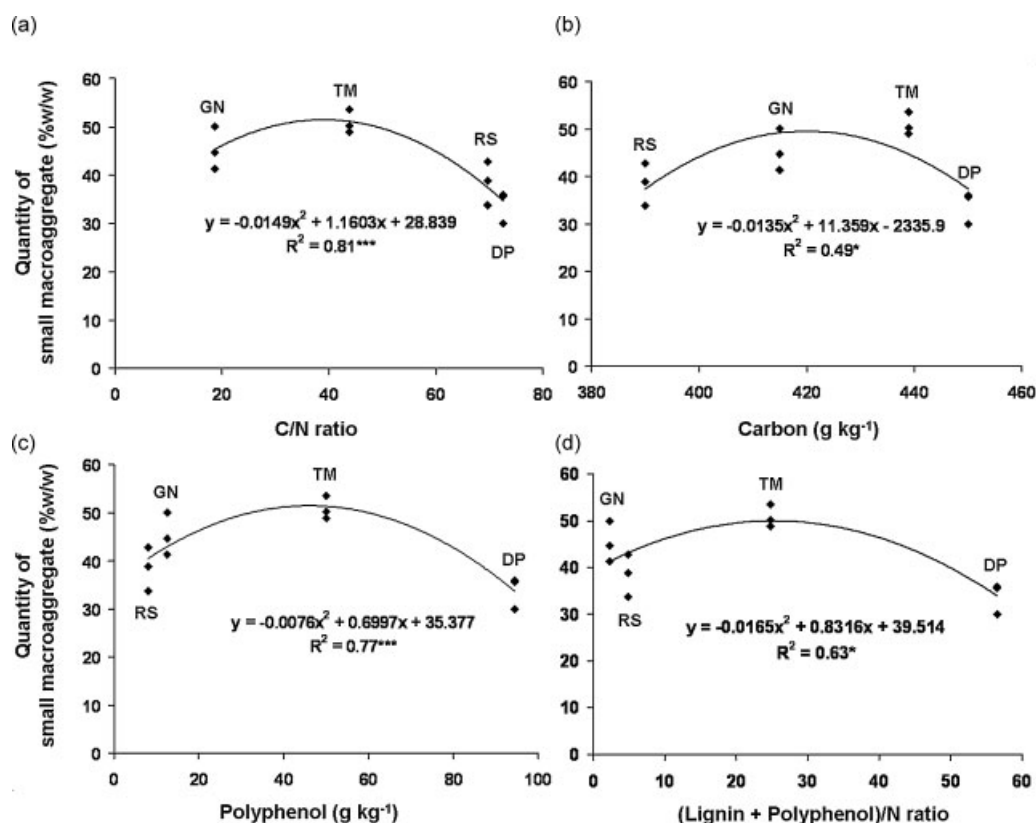


Figure 2. Diagram of curvilinear (polynomial) relations of small macroaggregates with qualities of organic residues: C/N (a), C (b), polyphenols (c), and (lignin + polyphenols)/N (d). (RS = rice straw, GN = groundnut stover, DP = dipterocarp, and TM = tamarind).

$|p| < 0.09$ ). Monreal *et al.* (1995) found a correlation between lignin dimers such as phenylcoumaran, biphenyl, and resinol-type structures, with macroaggregates ( $>250$  mm), but not with lignin monomers, in a Mollisol soil. They pointed out that lignin dimers were the chemical structures of SOM best reflecting the effect of roots on the temporal stability of macroaggregates. Unlike the tamarind, the high quantity of large macroaggregates in the dipterocarp did not result in large MWD aggregates, as the dipterocarp had higher C/N ratio and lower N content than the critical values, which do not favor formation of a large quantity of small macroaggregates. Later work (year 13) of the same long-term experiment reported herein has found that SOC accumulation depends on residue quality factor which led to microbial availability of energy rich substrate including, notably, the presence of sufficient amount of N and recalcitrant compounds (Puttaso, A., personal communication). In addition to the quality of organic residues *per se*, their decomposition products were found to influence soil aggregation. Martens (2000b) found that mean aggregate size was lower in lower humic substances soil under soybean (lower content of phenols precursor of humic substances) than higher humic substances soil under maize (*Zea mays*) or prairie grass (higher phenolic contents).

Table VI shows that MWD was strongly correlated with SOC concentration ( $<1$  mm) ( $r = 0.89$ ,  $|p| < 0.001$ ) and HF-C ( $0.053$ – $1$  mm) ( $r = 0.69$ ,  $|p| < 0.001$ ) especially in small sizes ( $0.053$ – $0.25$  mm). Similarly, small sized HF showed a high and significant correlation with the amounts of large and small macroaggregates. These results show that C in small-sized HF was associated with formation of larger soil aggregates and might play a role as an organic cementing agent in the aggregates (occluded POM). Golchin *et al.* (1994a) found that the occluded organic materials in POM were in various stages of decomposition and had different degrees of association with mineral particles. Since the smaller-sized HF C is more decomposed and humified than the larger-sized (Golchin *et al.*, 1994b), the latter might not have played as prominent a role in aggregate formation.

Both small-sized HF-C and small-sized macroaggregates had negative correlations ( $r = -0.63$  and  $-0.66$ ,  $|p| < 0.05$ , respectively) with the C/N ratio of the residues. It can be deduced that residues, such as tamarind and, to a smaller extent, groundnut, with relatively low C/N ratio and high N contents lead to formation of POM in an advanced stage of decomposition and act as a core for the formation of small macroaggregates.

Table VI. Correlations between quantities of macroaggregates and carbon in HF

| Parameters                                                  | Statistical parameters <sup>a</sup> | Large HF-C (g kg <sup>-1</sup> ) | Small HF-C (g kg <sup>-1</sup> ) |
|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| MWD (mm)                                                    | <i>r</i>   <i>p</i>                 | 0.11 (0.68)                      | 0.77 (0.0008)                    |
| Large macroaggregates (> 2 mm) quantities (per cent w/w)    | <i>r</i>   <i>p</i>                 | 0.45 (0.06)                      | 0.52 (0.05)                      |
| Small macroaggregates (0.25–2 mm) quantities (per cent w/w) | <i>r</i>   <i>p</i>                 | 0.19 (0.49)                      | 0.65 (0.01)                      |

<sup>a</sup>*r* is the correlation coefficient and |*p*| is the probability value.

## CONCLUSIONS

This study clearly shows that the quality or chemical composition of organic materials applied continuously in the long term to coarse-textured low activity clay soils strongly affects SOM accumulation. Accumulation of SOC (<1 mm) was due partly to the free existing POM or LF intrinsically resistant to decomposition, and partly to those bound in soil matrix (HF and different sized aggregates). As for the LF, the organic residues with resistant carbonaceous compounds (lignin and polyphenols), like the dipterocarp, tended to produce a relatively more resistant form of LF. On the other hand, more HF was formed by residues containing relatively more labile (N) and less recalcitrant compounds, like the tamarind and, to a lesser extent, the groundnut. Similar to HF, small macroaggregate formation was also favored by residues with moderate values of quality parameters like the tamarind followed by groundnut. On the other hand, large macroaggregate formation was more favored by the residues with high polyphenol content, like the dipterocarp. This study provides additional evidence for some proposed aggregation mechanisms, i.e. small-sized HF (0.05–0.25 mm) acting as binding agents and/or as central cores in macroaggregate formation. Tamarind followed by groundnut residues showed high SOC accumulation due to C stabilized in the soil matrix, notably in small macroaggregates which provides for the highest proportion of stabilized form of C in the long term in a coarse-textured soil, whereas dipterocarp did not produce as high an accumulation because most of the SOC remained in the litter and LF pool while little was stabilized in the soil matrix. The chemical composition of rice straw (high cellulose, but low N and recalcitrant compound contents) did not favor SOC stabilization in any SOM pools.

To improve SOM levels of sandy tropical soils employing organic amendments, care must be taken in selecting organic amendments with appropriate quality. Residues with quality comparable to the tamarind residues employed in this study should be used. However, because rice straw is relatively abundant in farming systems like those of Northeast Thailand, farmers can still make use of it if they mix it with other residues containing some recalcitrant and nitrogenous compounds, like tamarind residues, in order to build up SOM in the long term.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported by a Khon Kaen University (KKU) FY2005 Research Grant from the Government of Thailand, a Thailand Research Fund (TRF) Masters Research Grant (TRF-MAG) FY 2005, a thesis grant from KKU Graduate School FY 2004, and a TRF Targeted Basic Research Grant FY2008. Soil carbon analysis by dry combustion was performed at the Institute for Plant Production in Agroecology of the Tropics and Subtropics, the University of Hohenheim (UH) under the KKU-UH academic collaborative agreement. A.T. Rambo provided helpful language editing and, together with K.M. Goh, G. Cadisch, and G. Uehara, as well as two anonymous reviewers, made useful comments on earlier versions of the manuscript.

## REFERENCES

- Anderson JM, Ingram JSI. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Method*, (2nd edn). CAB international: Wallingford, UK; 221.
- Bernhard-Reversat F. 1981. Participation of light and organomineral fractions of soil organic matter in nitrogen mineralization in a Sahelian savanna soil. *Zentralblatt fuer Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten, und Hygiene. Naturwissenschaftliche Abteilung* **136**: 281–290.
- Bossuyt H, Deneff K, Six J, Frey SD, Merckx R, Paustian K. 2001. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. *Applied Soil Ecology* **16**: 195–208.
- Bronick CJ, Lal R. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma* **124**: 3–22.
- Chan KY, Heenan DP, Oates A. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil and Tillage Research* **63**: 133–139.
- Christensen BT. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* **52**: 345–353.
- Feller C, Albrecht A, Tessier D. 1996. Aggregation and organic matter storage in kaolinitic and smectitic tropical soils. In *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Carter MR, Stewart BA (eds). CRC Press: Boca Raton, FL; 309–359.
- Feller C, Beare MH. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* **79**: 69–116.
- Goering HK, Van Soest PJ. 1970. Forage fiber analysis. *USDA Handbook No. 379* ARS-USDA: Washington, DC; 1–19.
- Goh KM. 2004. Carbon sequestration and stabilization in soil: Implications for soil productivity and climate change. *Soil Science and Plant Nutrition* **50**: 467–476.
- Golchin A, Oades JM, Skjemstad JO, Clarke P. 1994a. Soil structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research* **32**: 1043–1068.

- Golchin A, Oades JM, Skjemstad JO, Clarke P. 1994b. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state  $^{13}\text{C}$  CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Australian Journal of Soil Research* **32**: 285–309.
- Hassink J. 1995. Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* **27**: 1099–1108.
- Janzen HH, Campbell CA, Brandt SA, Lafond GP, Townley-Smith L. 1992. Light-fraction organic matter in soils from long term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal* **56**: 1799–1806.
- Land Development Department. 2003. *Annual Report 2003*. Land Development Department. Ministry of Agriculture and Co-operatives: Bangkok, Thailand (in Thai).
- Kumar K, Goh KM. 2000. Crop residues and management: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy* **68**: 197–319.
- Kumar K, Goh KM. 2003. Nitrogen release from crop residues and organic amendments as affected by biochemical composition. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **34**: 2441–2460.
- Martens DA. 2000a. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* **32**: 361–369.
- Martens DA. 2000b. Management and crop residue influence soil aggregate stability. *Journal of Environmental Quality* **29**: 723–727.
- Meepetch S. 2000. Effect of plant residue qualities and management on dynamics of different pools of soil organic matter and nitrogen transformation in an acid upland sandy soil of Northeast Thailand. *MS Thesis in Soil Science*. Graduate School, Khon Kaen University, Khon Kaen, Thailand. (in Thai with English abstract).
- Monreal CM, Schnitzer M, Schulten HR, Campbell CA, Anderson DW. 1995. Soil organic structures in macro and microaggregates of a cultivated brown chernozem. *Soil Biology and Biochemistry* **27**: 845–853.
- Murata T, Nguyen ML, Goh KM. 1995. The effects of long-term superphosphate application on soil organic matter content and composition from an intensively managed New Zealand pasture. *European Journal of Soil Science* **46**: 257–264.
- Nguyen TL. 2004. Agricultural sustainability of a composite swiddening system: A case study in the uplands of Northern Vietnam. *Doctor of Philosophy Thesis in Agronomy*, Graduate School, Khon Kaen University.
- Nelson DW, Sommers LE. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In *Methods of Soil Analysis. Part 2*, (2nd edn), Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds). Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA: Madison, WI; 539–580.
- Rees RM, Bingham IJ, Baddeley JA, Watson CA. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* **128**: 130–154.
- Six J, Paustian K, Elliott ET, Combrink C. 2000. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* **64**: 681–689.
- Stevenson FJ. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, (2nd edn). John Wiley and Sons, Inc.: New York, NY; 496.
- Stout JD, Goh KM, Rafter TA. 1981. Chemistry and turnover of naturally occurring resistant organic compounds in soil. In *Soil Biochemistry*, Vol. 5 Paul EA, Ladd JN (eds). Marcel Dekker: New York, NY; 1–73.
- Tangtrakarnpong S. 2002. Changes of different pools of soil organic matter under different land use systems in undulating terrain of Northeast Thailand. *MS Thesis in Soil Science*. Graduate School, Khon Kaen University: Khon Kaen, Thailand (in Thai with English abstract).
- Tian G, Kang BT, Brussaard L. 1992. Effects of chemical composition on N, Ca and Mg release during incubation of leaves from selected agroforestry and fallow species. *Biogeochemistry* **16**: 103–119.
- Tisdall JM, Oades JM. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* **33**: 141–163.
- Vityakon P. 2007. Degradation and restoration of sandy soils under different agricultural land uses in Northeast Thailand: A review. *Land Degradation & Development* **18**: 567–577.
- Vityakon P, Meepetch S, Cadisch G, Toomsan B. 2000. Soil organic matter and nitrogen transformation mediated by plant residues of different qualities in sandy acid upland and paddy soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **48**: 75–90.
- Vityakon P, Subhadhira S, Limpinunthana V, Srila S, Trelo-ges V, Sriboon-lue V. 2004. From forest to farmfields: Changes in land use in undulating terrain of Northeast Thailand at different scales during the past century. *Southeast Asian Studies* **41**: 444–472.
- Wander MM. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*, Magdoff F, Weil RR (eds). CRC Press: London, New York, NY; 67–102.
- Yoothong K, Moncharoen L, Vijarnsorn P, Eswaran H. 1997. Clay mineralogy of Thai soils. *Applied Clay Science* **11**: 357–371.
- Zinn YL, Lal R, Bigham JM, Resck DVS. 2007a. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* **71**: 1204–1214.
- Zinn YL, Lal R, Bigham JM, Resck DVS. 2007b. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Soil structure. *Soil Science Society of America Journal* **71**: 1215–1224.

## Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years

A. Puttaso · P. Vityakon · P. Saenjan ·  
V. Trelo-ges · G. Cadisch

Received: 28 November 2009 / Accepted: 1 July 2010 / Published online: 17 July 2010  
© Springer Science+Business Media B.V. 2010

**Abstract** The objectives of this study were to investigate decomposition patterns and soil organic matter (SOM) accumulation of incorporated residues ( $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) of different quality, and identify microbiological parameters sensitive to changes in SOM dynamics, in a 13-year-old field experiment on a sandy soil in Northeast Thailand. Mass loss was fastest in groundnut stover (high N), followed by rice straw (high cellulose) and tamarind (intermediate quality), and slowest in dipterocarp (high lignin and polyphenol) following a double exponential pattern. The decomposition rate  $k_1$  (fast pool) was positively correlated with cellulose ( $r = 0.70^*$ ) while  $k_2$  (slow pool) was negatively related to lignin ( $r = -0.85^{***}$ ) and polyphenol ( $r = -0.81^{**}$ ) contents of residues. Residue decomposition was sensitive to indigenous soil organic nitrogen (SON), particularly during later stages ( $R^2 = 0.782^{**}$ ). Thirteen years' addition of tamarind residues led to largest soil organic carbon (SOC) ( $8.41 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) accumulation in topsoil (0–20 cm),

while rice straw yielded only  $5.54 \text{ Mg ha}^{-1}$  followed by the control ( $2.72 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). The highest SON ( $0.78 \text{ Mg N ha}^{-1}$ ) was observed in the groundnut treatment. Increases in SOC were negatively correlated with cellulose content of residues ( $r = -0.92^{***}$ ) and microbial respiration ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) losses, while SON was governed by organic N added. During later decomposition stages, there was a high efficiency of C utilization (low  $q\text{CO}_2$ ) of decomposer communities especially under tamarind with the lowest  $q\text{CO}_2$  and  $\text{CO}_2\text{-C}$  evolution loss. This study suggests that N-rich residues with low cellulose and moderate lignin and polyphenol contents are best suited to improve SOM content in tropical sandy soils.

**Keywords** Metabolic quotient ( $q\text{CO}_2$ ) · Microbial respiration · Northeast Thailand · Organic residue quality · Soil microbial biomass · Soil organic matter accumulation

A. Puttaso · P. Vityakon (✉) · P. Saenjan · V. Trelo-ges  
Land Resources and Environment Section, Department of  
Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of  
Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002,  
Thailand  
e-mail: patma@kku.ac.th

A. Puttaso · G. Cadisch  
Institute of Plant Production and Agroecology in the  
Tropics and Subtropics (380a), University of Hohenheim,  
70593 Stuttgart, Germany

### Introduction

Long term addition of plant residues with intermediate to slow degradability has been found to favor soil organic matter (SOM) accumulation in degraded sandy soils in the tropics (Vanlauwe et al. 2002; Vityakon et al. 2000). In this paper, we seek to explain the reasons why application of residues of different quality results in different levels of SOM accumulation, which has implications for how these

locally available residues, or other organic residues of comparable quality, may be used to improve degraded sandy soils. In Northeast Thailand the dominant sandy upland soils have low SOM contents due to a combination of land-use changes from forest to agriculture, which reduced the amounts of organic residues returning to the soil, and increased soil disturbances through cultural practices, such as tillage (Vityakon 2007). Because sandy soils have low cation exchange capacity (CEC) and a weak coarse soil structure they provide less protection for SOM, both chemically and physically, than their more clayey textured counterparts. Organic matter is often closely associated with clay particles, or encapsulated in micro- and meso-aggregates, while non-protected organic material is mainly present in the sand fraction (Hassink et al. 1993) resulting in fast turnover and hence low SOM accumulation in sandy soils. Application of organic residues can sustain SOM (Palm et al. 2001), improve soil physical (soil aggregation) and chemical (CEC) properties, retain nutrients and also enhance microbial activity. Past studies in Northeast Thailand have employed addition of locally available organic residues, which can be a source of N to plants upon their decomposition, in order to restore soil fertility in the short term (e.g., Naklang et al. 1999; Thippayarugs et al. 2008; Vityakon and Dangthaisong 2005; Vityakon et al. 2000). However, few studies have investigated their longer-term effectiveness in very sandy soils.

SOM accumulation mainly originates from above-ground organic inputs, root residues and exudates, and also residues remaining after the harvest in agricultural systems. The decomposition rate of such organic residues is governed by the chemical composition (N, lignin and polyphenol contents) of the residues, presence of decomposer organisms, environmental conditions (e.g., rainfall and temperature) and soil characteristics (Swift et al. 1979). These factors control the pattern of residue decomposition resulting in altered nutrient (C and N) availability, due to their release or immobilization, and SOM formation. While the relationship of residue quality with decomposition processes has been extensively documented (e.g., Palm et al. 2001), few studies have linked it successfully with alterations in long-term soil organic matter accumulation. Samahadthai et al. (2010) showed that SOC accumulation in a sandy soil, after 10 years of annual application of residues

varying in quality, was favored by residues which promoted C stabilization in small macro-aggregates, e.g., residues that had moderate contents of both N and resistant carbonaceous compounds (lignin and polyphenol) like tamarind litter. However, they did not relate SOM accumulation to decomposition patterns and microbiological attributes of the soil treated with the residues.

The decomposition rate is also influenced by nutrient availability in the soil. Microbes require nutrients and energy from added residues and surrounding soil (Haynes 1986) to maintain their activities (Swift et al. 1979). Some studies indicate that elevated initial nutrient availability and N additions stimulate the decomposition rate (Berg et al. 1982; Liu et al. 2006), but their effect is negative in later decomposition stages. However, other studies found no response to N addition (Prescott 1995). Liu et al. (2006) found that low quality litter was more sensitive to inherent soil nutrient availability as compared to high quality residues. Long-term application of organic residues is bound to change soil nutrient status to different degrees depending on the quality of the residues and may thus affect decomposition of recently added residues and accumulation of SOM.

Increases in SOM and nutrient availability are soil attributes indicating improved soil quality. Additionally, microbe-related parameters, including the ratio of CO<sub>2</sub>-C evolution to microbial biomass C, or metabolic quotient C ( $q\text{CO}_2$ ) also have been suggested as indicators of soil quality (Anderson 2003; Anderson and Domsch 1986). They are considered to be an index for the efficiency of substrate utilization by soil microbial communities. Soil microbial biomass is more sensitive than total SOC and SON to changing soil conditions, and to newly added substrates or residues. Powlson et al. (1987) found that soil microbial biomass responded much more strongly than SOC and SON to management involving annual straw incorporation for 18 years. In addition, increases in soil microbial biomass C were frequently associated with increased SOC. A high ratio of microbial biomass C to SOC indicates that more carbon substrate in the soil was available for microbial biomass production (Anderson and Domsch 1986).

Up to this point, some information has emerged about the most promising types of locally available organic residues, and the range of chemical composition they represent, which can result in significant

SOM accumulation in upland sandy soils in tropical environments. While there have been many short-term studies on organic residue decomposition, few studies have assessed the impact of residue quality on decomposition patterns in longer term conditions in a field experiment, and the resulting potential effects of feedback from altered SOM on decomposition processes. The objectives of this study were thus to investigate (1) the link between long-term SOM accumulation in a sandy soil with decomposition patterns of organic residues of different quality applied to the soil, (2) the effect of indigenous SOM content on decomposition of newly added organic residues and, (3) the relationship between microbial efficiencies in residue decomposition and SOM accumulation in response to long-term continuous residue incorporation in a sandy soil under field conditions in Northeast Thailand.

## Materials and methods

### Study site and soil

The study site was selected based primarily on its representative physical characteristics, i.e., undulating terrain, coarse-textured soil, and savanna type climate, of the Northeast of Thailand, and which are similar to some other regions in the tropics, such as West Africa. It was located at the research station of the Office of Agriculture and Co-operatives of the Northeast at Tha Phra subdistrict of Khon Kaen province, Thailand (16°20' N; 102°49' E). The soil was a Khorat sandy loam (Oxic Paleustults) representing approximately 21% of soils of Northeast Thailand. The proportions of sand, silt and clay in the topsoil (0–15 cm depth) were 90, 5 and 5%, respectively. Initial topsoil chemical characteristics were: pH (H<sub>2</sub>O) 5.5, CEC 3.5 cmol kg<sup>-1</sup>, total C 2.1 g kg<sup>-1</sup> and bulk density 1.45 g cm<sup>-3</sup> (Vityakon et al. 2000). Weather conditions during the experimental year 2007 are shown in Fig. 1.

### Experimental design and treatments

The long-term field experiment was established in 1995 (Vityakon et al. 2000) in a field that had previously been used for experiments with field crops, i.e., kenaf, cassava and sugarcane. The goal of

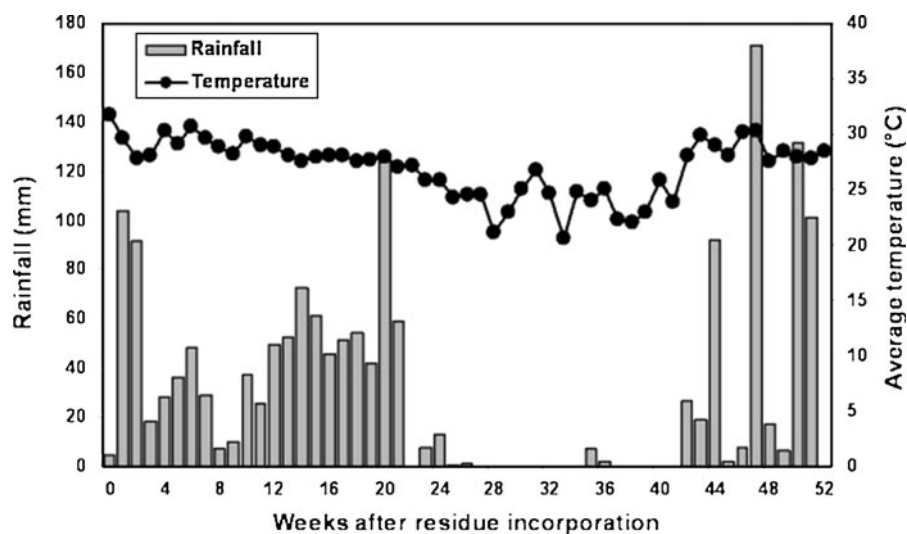
the long-term experiment was to investigate residue quality factor regulating decomposition and identify appropriate quality parameters leading to restoration of SOM of a degraded tropical sandy soil through the use of locally available organic materials. This paper is based on data collected during April 2007–May 2008 (year 13). There were six residue treatments applied in early May 2007 including: no organic material applied (control), rice straw (*Oryza sativa*), groundnut stover (*Arachis hypogaea*) (aboveground parts and depodded pulled roots), dipterocarp (*Dipterocarpus tuberculatus*) leaf litter and tamarind (*Tamarindus indica*) leaf + petiole litter (DW ratio of leaves to petioles = 7:1) at the rate of 10 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> to bare soil plots.

The materials were air dried and the rice straw and groundnut stover cut up to pieces of 5–10 cm in length, while dipterocarp leaf litter was cut up to a rectangular shape of approximate size of 3–5 × 7–10 cm<sup>2</sup>. Chemical composition of the organic residues used in year 13 is shown in Table 1. Based on their chemical compositions, the four organic materials can be categorized into four groups as follows: (1) high N but low lignin, polyphenols and C/N, e.g., groundnut stover, (2) medium N, lignin, and polyphenols, e.g., tamarind, (3) low N, lignin and polyphenols but high C/N and cellulose, e.g., rice straw, and (4) low N but high lignin, polyphenols, and C/N, e.g., dipterocarp. The organic materials were incorporated to a depth of 20 cm in a 4 × 4 m<sup>2</sup> plot once a year in early May. A randomized complete block design (RCBD) with three replications was employed. Weeds were controlled manually by lightly hoeing the soil surface at approximately monthly intervals.

### Residue decomposition (litter bag study)

Air-dried and cut-up residue material according to the treatments was placed into 20 cm × 20 cm polyethylene litter bags (2 mm mesh), which were subsequently buried (15 cm soil depth) into the soil approximately 1.5 m from the center of each plot to leave the center 2 × 2 m<sup>2</sup> area for soil sampling for analysis. Two litter bags from each treatment were retrieved at 1, 2, 4, 8, 16, 26, and 52 weeks after burial. In the laboratory, extraneous matter, such as adhering and non-adhering soil particles and small animals (macrofauna), were handpicked and brushed off the remaining organic residues in the litter bags.

**Fig. 1** Climatic conditions [weekly rainfall (*bars*) and average temperature (*black circle*)] after application of residues during the period of the field measurements



**Table 1** Chemical quality characteristics of organic residues locally available in Northeast Thailand

| Residues         | C (g kg <sup>-1</sup> ) | N (g kg <sup>-1</sup> ) | C/N  | L <sup>a</sup> (g kg <sup>-1</sup> ) | L/N  | Pp <sup>b</sup> (g kg <sup>-1</sup> ) | Pp/N | (L + Pp)/N | Cellulose (g kg <sup>-1</sup> ) |
|------------------|-------------------------|-------------------------|------|--------------------------------------|------|---------------------------------------|------|------------|---------------------------------|
| Rice straw       | 367                     | 4.7                     | 78.4 | 28.7                                 | 6.1  | 6.5                                   | 1.4  | 7.5        | 507                             |
| Groundnut stover | 388                     | 22.8                    | 17.1 | 67.6                                 | 2.96 | 12.9                                  | 0.6  | 3.5        | 178                             |
| Dipterocarp      | 453                     | 5.7                     | 79.5 | 175.5                                | 30.8 | 64.9                                  | 11.4 | 42.2       | 306                             |
| Tamarind         | 427                     | 13.6                    | 31.5 | 87.7                                 | 6.4  | 31.5                                  | 2.3  | 8.8        | 143                             |

<sup>a</sup> L, Lignin

<sup>b</sup> Pp, Total extractable polyphenols

The samples from later sampling stages which were fine particulates were further subject to winnowing by being manually agitated in a flat tray in order to separate the lighter organic materials from the heavier soil particles. The clean remaining litters were subsequently oven-dried at 70°C for 48 h to determine the remaining dry mass. Sub samples of 0.5–1.0 g were ashed at 550°C for 8 h to determine ash content which was used to adjust dry weight to an ash-free basis to account for soil contamination.

#### Soil and residue analysis

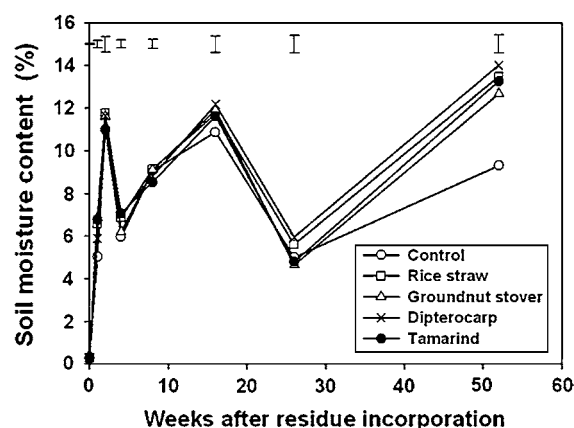
For soil sampling, ten subsamples were randomly collected (employing a coordinate point sampling technique) at 0–15 cm depth from a 2 × 2 m<sup>2</sup> area in the center of the plot, and composited. Soil samplings were performed before incorporation of organic residues, and at 1, 2, 4, 8, 16, 26, and 52 weeks after residue addition. Gravimetric soil moisture content (Fig. 2) was determined at each sampling time. Bulk

density (0–15 cm depth) was determined in undisturbed soil samples (employing cores, 5 cm in diam. and height) before and 52 weeks after residue incorporation.

Total SOC and SON, representing SOM accumulation, were determined on air-dried soil, sieved through a 1 mm mesh sieve, by dichromate oxidation (Allison 1965) and micro Kjeldahl methods, respectively. Accumulated amounts of SOC and SON in 0–15 cm depth were calculated taking into account soil bulk density. Plant material analyses consisted of total C by Walkley and Black wet digestion method, total N by micro Kjeldahl, lignin by acid detergent lignin method (Van Soest and Wine 1968) and total extractable polyphenols according to Tropical Soil Biology and Fertility Handbook (Anderson and Ingram 1993).

#### Microbial biomass

Microbial biomass C and N were measured in fresh soil immediately after sampling by the chloroform



**Fig. 2** Temporal pattern of topsoil (0–15 cm) moisture content (%) before and after incorporation of different residues. Vertical bars represent SED

fumigation-extraction technique (Amato and Ladd 1988). Chloroform was washed and distilled before use, to remove ethanol. For microbial biomass C (MBC), 20 g of fumigated and unfumigated soil were extracted with 100 ml of 0.5 M  $K_2SO_4$ . Microbial biomass C in the extracts was determined after oxidation with  $K_2Cr_2O_7$ . For microbial biomass N, after 36 h fumigation, 20 g of soil was extracted with 100 ml of 1 M KCl. Additionally, non-fumigated samples were extracted immediately after sampling. Microbial biomass N was determined by the ninhydrin-reactive N method (Amato and Ladd 1988). Microbial biomass C and N were calculated as the difference between fumigated and unfumigated values and employing  $k_{EC}$  and  $k_{EN}$  factors of 0.33 (Sparling and West 1988) and 3.1 (Amato and Ladd 1988) to convert extracted organic C and N to microbial C and N, respectively.

#### Soil respiration

Field carbon dioxide evolution measurements were conducted employing the alkaline trap method. A small glass jar (6 cm diameter and 5.5 cm height) containing 20 ml 1.0 M NaOH was placed in a closed metal cylinder (16 cm diameter and 29 cm height); two of which were installed diagonally opposite each other in 2 corners of the area outside the  $2 \times 2$  m<sup>2</sup> sampling area approximately one meter from the border (to avoid border effects) in each field plot. At each sampling period (1, 2, 4, 8, 16, 16, 26 and 52 weeks after the residue incorporation) alkaline traps were left in the

closed chambers for 24 h. The evolved  $CO_2$  trapped was subsequently determined by back titration with 0.5 M HCl after precipitating the carbonate with excess 0.5 M  $BaCl_2$ . Soil respiration, i.e., evolved  $CO_2$ -C, was computed according to the equation described by Anderson (1982) as shown below:

$$CO_2\text{-C}(\text{mg}) = (B - V)NE$$

where  $B$  is the volume (ml) of acid (HCl) used to titrate the alkali (NaOH) of blank (no soil and residue),  $V$  is the volume (ml) of acid used to titrate the soil sample,  $N$  is the normality of acid (HCl), and  $E$  is equivalent weight of  $CO_2$ -C. The metabolic quotient  $qCO_2$  (Anderson and Domsch 1986) of each sampling period was calculated as follows:

$$qCO_2 = CO_2\text{-C}/MBC,$$

where  $CO_2$ -C ( $\text{mg kg}^{-1}$  soil) is soil respiration and  $MBC$  ( $\text{mg kg}^{-1}$  soil) is microbial biomass C.

#### Statistical analysis

Analysis of variance pertaining to a randomized complete block design (RCBD) and related statistical analysis were performed employing Statistics 8.0 (Analytical Software 2003). Means comparison of different treatments were done by least significant difference (LSD), standard error of the means (SEM) and standard error of the difference (SED). Correlation analysis was conducted to study relationships between various soil and residue factors in N transformation processes.

Description of ash free dry weight remaining in the litter bags is commonly done using the first order kinetic model (Olsen 1963),  $Wt = W_0e^{-kt}$ , where  $W_0$  is the initial mass,  $Wt$  is mass remaining at a given time ( $t$ ) and  $k$  is the overall rate constant with the reciprocal unit of  $t$ . However, the regression model that best described decomposition rate from the litter bags was of the form:

$$W = C_1(1 - e^{-k_1t}) + C_2(1 - e^{-k_2t})$$

where  $W$  is the total weight remaining,  $t$  is the time period of decomposition. The coefficients  $C_1$  and  $C_2$  give estimates of amounts of active and recalcitrant carbon fractions in residues, respectively. The coefficient of  $k_1$  and  $k_2$  are the decomposition rate constants for each corresponding carbon fraction.

## Results

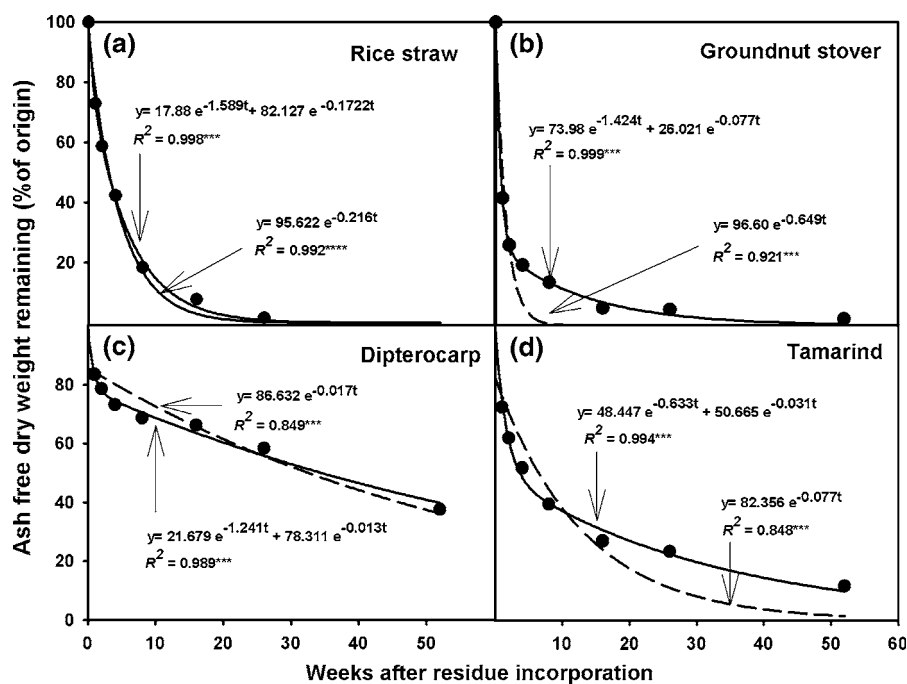
### Residue decomposition

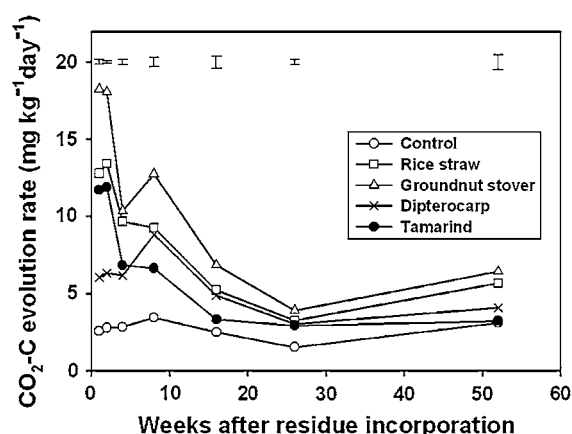
During the early decomposition stages, especially the first 4 weeks, groundnut stover showed the fastest relative dry weight loss (19.9% of the initial weight remaining) followed by the rice straw (42.3%) and tamarind (51.7%), while the lowest loss occurred in dipterocarp residues (73.2%) (Fig. 3). The initial rapid weight loss in all residues was associated with initial high C loss through microbial respiration ( $\text{CO}_2\text{-C}$  evolution, Fig. 4) and hence reflecting high amounts of available carbon that were readily utilized by decomposers. During later stages of decomposition, the patterns of weight loss of the different residues were more similar. At 52 weeks after incorporation, 37.5, 11.8 and 2.2% of initial dry weight were recovered in dipterocarp, tamarind and groundnut, respectively, while no residue material was recovered in the rice straw treatment. This suggests that after 52 weeks incubation more than one third of dipterocarp residues still remained in the form of soil litter, i.e., not physically or chemically reacted with the soil matrix. Soil litter, according to some schools of thought, is not yet considered SOM, but a part of the soil profile (Theng et al. 1989).

The fast early decomposition stage (first 4 weeks) may have been influenced by high soil moisture and rainfall (Figs. 1, 2). The pattern of soil moisture content (Fig. 2) followed the typical yearly bimodal pattern of rainfall (Fig. 1) with residue-amended soil having higher soil moisture contents than the control 52 weeks after residue addition.

The single exponential model ( $W_t = W_0 e^{-k_1 t}$ ) fitted the patterns of residue decomposition well only for rice straw (Fig. 3, dashed lines). However, a double pool model with four parameters was able to describe the decomposition pattern of all residues more accurately (Fig. 3, solid lines) indicating the presence of different labile and recalcitrant carbon fractions among residues, which is in conformity with similar observations by Urquiaga et al. (1998) and Mungai and Motavalli (2006). The decomposition rate,  $k_1$ , was higher than  $k_2$ . Reduced decomposition rates ( $k_2$ ) evident in the later decomposition stages were consistent with the increase in size and activity of recalcitrant fractions of the residues, such as lignin and polyphenols. Several studies have reported on the link of initial lignin and polyphenol contents to reduced mass loss of organic residues over time (Muller et al. 1988; Thomas and Asakawa 1993; Urquiaga et al. 1998). Meanwhile the recalcitrant pool  $C_2$  was larger than the labile pool  $C_1$  in

**Fig. 3** Temporal pattern of ash free dry weight remaining (% of original) of residues of different chemical compositions after incorporation in soil. *Dashed line* represents data fitted to a single exponential decay equation (first order kinetic model) and *solid line* represents data fitted to a double exponential equation (a double pool model)





**Fig. 4** Temporal pattern of  $\text{CO}_2\text{-C}$  evolution ( $\text{mg kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ) as affected by different residue treatments. Vertical bars represent SED

dipterocarp, tamarind and rice straw, but not in groundnut. The rate constant  $k_2$  was highest for rice straw and lowest for dipterocarp residues (Fig. 3). The remaining ash free dry weight of residues was negatively correlated with initial residue N content, especially during the first 4 weeks ( $r = -0.745^{**}$  to  $-0.899^{***}$ ), and positively correlated with C/N ratio and recalcitrant substrates, such as lignin and polyphenols. During week 8–52, the weight remaining was highly positively correlated with C, lignin, and polyphenol contents ( $r = 0.905^{**}$ – $0.989^{***}$ ) as well as with the ratios between lignin and polyphenol to N. Decomposition rates  $k_1$  and  $k_2$  of the double pool model were highly negatively correlated with C and positively correlated with cellulose. Meanwhile only  $k_2$  was significantly correlated with lignin ( $r = -0.845^{***}$ ) and polyphenols ( $r = -0.814^{**}$ ) and the ratio of lignin and polyphenols to N ( $r = -0.551$

to  $-0.601$ ), however no direct relationship between  $k_2$  and residue N content was found (Table 2). In addition, the labile pool ( $C_1$ ) of the double pool model was highly positively correlated with N and negatively correlated with C/N ratio ( $r = 0.999^{***}$ ), and ratios of lignin and polyphenol to N ( $r = -0.559$  to  $-0.534$ ) and cellulose ( $r = -0.784^{**}$ ). Meanwhile, the recalcitrant pool ( $C_2$ ) was highly negatively correlated with N ( $r = -0.997^{***}$ ) and positively correlated with C/N ratio ( $r = 0.976^{***}$ ), ratios of lignin and polyphenol to N ( $r = 0.562$ – $0.535$ ) and cellulose ( $r = 0.791^{**}$ ).

#### Soil organic matter

Amounts of SOC and SON (<1 mm) accumulated over 13 years were significantly higher in soils amended with residues than in the control (no addition) (Table 3). Our experiment, therefore, demonstrated that longer term application of residues is an effective measure to promote accumulation of SOC and SON over the control in this very sandy soil. In addition, we were able to show that plant quality affects the build-up of SOC as well as SON. SOC was highest in the tamarind treatment ( $8.41 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) followed by groundnut and dipterocarp treatments. Addition of rice straw led to lowest ( $5.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) SOC among the residue treatments. SON content was highest in the groundnut treatment, followed by tamarind, dipterocarp and rice straw. The soil C/N ratio was largest in the control (16.4) and tamarind (12.7) treatments, and lowest in the groundnut treatment (9.9). SOC and SON after 13 experimental years were related to the chemical compositions of added residues. Among the residue treatments, SOC content

**Table 2** Pearson correlation coefficients ( $r$ ) between residue chemical compositions and decomposition rates, soil organic C (SOC), N (SON) and soil C/N ratio (<1 mm) at 52 weeks after residue incorporation, in a 13-year-old experiment

| Parameters         | C         | N      | C/N     | Lignin (L) | Polyphenol (Pp) | L/N    | Pp/N    | L + Pp/N | Cellulose |
|--------------------|-----------|--------|---------|------------|-----------------|--------|---------|----------|-----------|
| Decomposition rate |           |        |         |            |                 |        |         |          |           |
| $k_1$              | -0.609*   | -0.147 | 0.378   | -0.310     | -0.374          | -0.024 | -0.083  | -0.071   | 0.698*    |
| $k_2$              | -0.930*** | -0.206 | 0.246   | -0.845***  | -0.814**        | -0.551 | -0.601* | -0.591*  | 0.747**   |
| Soil properties    |           |        |         |            |                 |        |         |          |           |
| SOC                | 0.629*    | 0.468  | -0.616* | 0.396      | 0.385           | 0.013  | 0.076   | 0.063    | -0.915*** |
| SON                | 0.080     | 0.630* | -0.606* | 0.046      | -0.044          | -0.211 | -0.185  | -0.190   | -0.582*   |
| Soil C/N ratio     | 0.050     | -0.298 | 0.198   | 0.224      | 0.295           | 0.232  | 0.245   | 0.242    | -0.012    |

\*, \*\*, \*\*\* Significantly different at  $P < 0.05$ , 0.01, 0.001, respectively

**Table 3** Soil organic C (SOC), soil organic N (SON) and soil C/N ratio (<1 mm) after 13 years of yearly residue incorporation

| Residue treatment | C added<br>(Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> ) | N added<br>(Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> ) | SOC<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | SON<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | Soil C/N ratio |
|-------------------|------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|----------------|
| No addition       | –                                                    | –                                                    | 2.72                          | 0.17                          | 16.39          |
| Rice straw        | 3.67                                                 | 0.047                                                | 5.54                          | 0.49                          | 11.36          |
| Groundnut stover  | 3.88                                                 | 0.228                                                | 7.10                          | 0.78                          | 9.91           |
| Dipterocarp       | 4.53                                                 | 0.057                                                | 7.06                          | 0.59                          | 12.23          |
| Tamarind          | 4.27                                                 | 0.136                                                | 8.41                          | 0.67                          | 12.69          |
| SED               | –                                                    | –                                                    | 0.08***                       | 0.05***                       | 1.60*          |
| C.V. (%)          | –                                                    | –                                                    | 3.9                           | 25                            | 16             |

SED Standard error of the differences between means

\*, \*\*, \*\*\* Significantly different at  $P < 0.05$ , 0.001, respectively

was highly positively correlated with residue C ( $r = 0.629^*$ ) but negatively correlated with C/N ratio ( $r = -0.616^*$ ) (Table 2). SON content was positively correlated with residue N content ( $r = 0.630^*$ ), but was negatively correlated with C/N ratio ( $r = -0.606^*$ ). Cellulose content showed highly significant negative correlations with both soil organic C ( $r = -0.915^{***}$ ) and N ( $r = -0.582^*$ ) (Table 2).

SON accumulation was influenced by amounts of N added as shown by the highest SON in groundnut followed by tamarind, dipterocarp and rice straw treatments suggesting a positive link between residue C and N and the stabilization of organic matter. Similarly, Sisti et al. (2004) concluded that the contribution of fixed-N by the leguminous green manure (vetch) in the cropping system was the principal factor responsible for the observed C accumulation in the soil under zero tillage in Southern Brazil. Accumulation of SOC and SON led to lower soil C/N ratios in the residue treatments as compared to the control indicating preferential increases in SON under N-rich residue treatments especially legume residues (i.e., groundnut). This result is similar to that of Wang et al. (2007) who found relatively low C/N ratios in soils amended with leguminous cover crops compared to non-leguminous counterparts.

#### Soil respiration (CO<sub>2</sub>-C evolution)

Carbon dioxide-C evolution rate (mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>) increased immediately during the first 2 weeks after residue incorporation (Fig. 4). Initial CO<sub>2</sub>-C evolution rate was highest in the groundnut followed by

rice straw and tamarind treatments and lowest in the dipterocarp treatment. After week 2, the rate of CO<sub>2</sub>-C evolution continuously declined until week 26 and then rose slightly to the end of the experiment (52 weeks) with the tamarind treatment exhibiting the lowest respiration rates. CO<sub>2</sub>-C evolution during the first 2 weeks was positively correlated with residue N content ( $r = 0.746^{**}$ – $0.784^{**}$ ), but significantly negatively correlated with C, lignin, polyphenol contents, and C/N, lignin/N, polyphenol/N and (lignin + polyphenol)/N ratios ( $r = -0.702^*$  to  $-0.904^{***}$ ) during the first 4 weeks (Table 4). CO<sub>2</sub>-C evolution was linearly correlated with residue dry weight remaining and with soil moisture content (Fig. 2) at the first week after residue addition (Table 5). In addition, it had a significant positive correlation with indigenous SON and a negative correlation with soil C/N ratio after 52 weeks (Table 6).

#### Dynamics of microbiological parameters

Soil microbial biomass C and N responded significantly ( $P < 0.01$ ) to residue incorporation (Fig. 5a, b). Microbial biomass increased immediately after residue incorporation in all residue treatments during the first 2 weeks. Largest microbial biomass C and N were measured in groundnut stover treatment followed by tamarind, rice straw and dipterocarp treatments, respectively at week 2. Thereafter, the microbial biomass C decreased in all treatments at least until week 8 but least so in the tamarind treatment which maintained the largest microbial biomass C content until week 26. One year after residue incorporation,

**Table 4** Pearson correlation coefficients ( $r$ ) relating residue chemical compositions to microbial biomass C, microbial biomass N and CO<sub>2</sub>-C evolution

| Soil parameters                                       | Period (weeks) | C         | N        | C/N       | Lignin (L) | Polyphenol (Pp) | L/N       | Pp/N      | L + Pp/N  | Cellulose |
|-------------------------------------------------------|----------------|-----------|----------|-----------|------------|-----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Microbial biomass C (mg C kg <sup>-1</sup> )          | 1              | -0.541    | 0.769**  | -0.706*   | -0.531     | -0.639*         | -0.697*   | -0.694*   | -0.695*   | -0.318    |
|                                                       | 2              | -0.415    | 0.407    | -0.466    | -0.517     | -0.532          | -0.617*   | 0.609*    | -0.611*   | -0.185    |
|                                                       | 4              | -0.029    | 0.519    | -0.733**  | -0.334     | -0.307          | -0.627*   | -0.579    | -0.589*   | -0.651*   |
|                                                       | 8              | -0.039    | 0.325    | -0.516    | -0.218     | -0.180          | -0.439    | -0.401    | -0.409    | -0.495    |
|                                                       | 16             | -0.155    | -0.059   | -0.169    | -0.112     | -0.013          | -0.220    | -0.188    | -0.195    | -0.255    |
|                                                       | 26             | -0.166    | 0.115    | -0.228    | 0.019      | 0.048           | 0.111     | -0.086    | -0.091    | -0.305    |
|                                                       | 52             | 0.339     | -0.272   | 0.305     | 0.398      | 0.409           | 0.449     | 0.447     | 0.448     | 0.082     |
| Microbial biomass N (mg N kg <sup>-1</sup> )          | 1              | -0.401    | 0.904*** | -0.869*** | -0.441     | -0.557          | -0.702*   | -0.685*   | -0.689*   | -0.545    |
|                                                       | 2              | -0.521    | 0.856*** | -0.809*** | -0.541     | -0.653*         | -0.752**  | -0.743**  | -0.745**  | -0.422    |
|                                                       | 4              | -0.487    | 0.858*** | -0.875*** | -0.582*    | -0.669*         | -0.828**  | -0.803**  | -0.814**  | -0.503    |
|                                                       | 8              | -0.634*   | 0.525    | -0.351    | -0.468     | -0.589*         | -0.469    | -0.494    | -0.489    | -0.059    |
|                                                       | 16             | -0.279    | 0.544    | -0.713**  | -0.527     | -0.516          | -0.758**  | -0.725**  | -0.732**  | -0.488    |
|                                                       | 26             | -0.209    | 0.059    | -0.324    | -0.113     | 0.015           | -0.295    | -0.252    | -0.261    | -0.426    |
|                                                       | 52             | 0.402     | 0.707*   | -0.741*   | -0.050     | 0.567           | -0.717**  | -0.699*   | -0.703*   | -0.435    |
| CO <sub>2</sub> -C evolution (mg C kg <sup>-1</sup> ) | 1              | -0.739**  | 0.784**  | -0.736*   | -0.746**   | -0.844***       | -0.882*** | -0.885*** | -0.885*** | -0.233    |
|                                                       | 2              | -0.777*** | 0.746**  | -0.702*   | -0.783**   | -0.875***       | -0.899*** | -0.904*** | -0.903*** | -0.183    |
|                                                       | 4              | -0.902*** | 0.441    | -0.320    | -0.786**   | -0.868***       | -0.720**  | -0.753**  | -0.746**  | 0.234     |
|                                                       | 8              | -0.446    | 0.541    | -0.313    | -0.221     | -0.372          | -0.245    | -0.268    | -0.264    | -0.009    |
|                                                       | 16             | -0.344    | 0.679*   | -0.464    | -0.171     | -0.325          | -0.277    | -0.287    | -0.285    | -0.204    |
|                                                       | 26             | -0.465    | 0.576*   | -0.419    | -0.328     | -0.453          | -0.392    | -0.406    | -0.403    | -0.099    |
|                                                       | 52             | -0.591*   | 0.275    | -0.115    | -0.418     | -0.504          | -0.334    | -0.366    | -0.359    | 0.243     |

\*, \*\*, \*\*\* Significantly different at  $P < 0.05$ , 0.01, 0.001, respectively**Table 5** Linear regression ( $R^2$ ) between soil microbiological parameters and soil moisture content at the first week after residue incorporation

| Soil microbiological parameters | Soil moisture content (%) |       |                     |
|---------------------------------|---------------------------|-------|---------------------|
|                                 | Regression model          | $R^2$ | Probability ( $P$ ) |
| Soil microbial biomass C        | $y = 54.49x - 201.56$     | 0.746 | <0.0001             |
| Soil microbial biomass N        | $y = 15.74x - 69.06$      | 0.598 | 0.0002              |
| CO <sub>2</sub> -C evolution    | $y = 6.06x - 26.85$       | 0.662 | <0.0001             |
| Metabolic quotient ( $qCO_2$ )  | $y = 0.02x - 0.06$        | 0.695 | <0.0001             |

microbial biomass C and N in the residue treated soils were significantly larger ( $P < 0.01$ ) than in the control treatment soil but not significantly different among residue treatments. Relative microbial biomass (mg microbial C g<sup>-1</sup> C added) was largest in groundnut and rice straw treatments during the first 2 weeks, thereafter it was largest in the tamarind treatment until week 16 (Table 7). During the first week, microbial biomass C was positively correlated with residue N content ( $r = 0.769^{**}$ ) and up to 4 weeks it was

significantly negatively correlated with C/N, lignin/N, polyphenol/N and (lignin + polyphenol)/N ratios ( $r = -0.589^*$  to  $-0.733^{**}$ ) (Table 4). A similar (although more significant) pattern was observed in microbial biomass N; however, in contrast to microbial biomass C, significant relationships with various residue quality indicators were also found at week 52.

The C/N ratios of the microbial biomass in the residue treatments before residue incorporation (ranging from 5.0 to 6.6) were lower than in the control

**Table 6** Pearson correlation coefficients (*r*) relating soil organic C (SOC), soil organic N (SON) and soil C/N ratio (<1 mm) before residue addition to soil parameters as affected by residue incorporation

| Soil parameters                                       | Period (week) | SOC       | SON      | Soil C/N ratio |
|-------------------------------------------------------|---------------|-----------|----------|----------------|
| Microbial biomass C                                   | 1             | 0.708**   | 0.698**  | −0.584*        |
|                                                       | 2             | 0.7749*** | 0.797*** | −0.747***      |
|                                                       | 4             | 0.882***  | 0.766*** | −0.573*        |
|                                                       | 8             | 0.774***  | 0.654**  | −0.553*        |
|                                                       | 16            | 0.729***  | 0.621**  | −0.479*        |
|                                                       | 26            | 0.873***  | 0.789*** | −0.662**       |
|                                                       | 52            | 0.803***  | 0.714*** | −0.596**       |
|                                                       |               |           |          |                |
| Microbial biomass N                                   | 1             | 0.776***  | 0.875*** | −0.648**       |
|                                                       | 2             | 0.769***  | 0.879*** | −0.691**       |
|                                                       | 4             | 0.804***  | 0.841*** | −0.646**       |
|                                                       | 8             | 0.716***  | 0.784*** | −0.598**       |
|                                                       | 16            | 0.809***  | 0.851*** | −0.564*        |
|                                                       | 26            | 0.836***  | 0.717*** | −0.283         |
|                                                       | 52            | 0.809***  | 0.851*** | −0.638**       |
|                                                       |               |           |          |                |
| CO <sub>2</sub> -C evolution (mg C kg <sup>−1</sup> ) | 1             | 0.676**   | 0.789*** | −0.657*        |
|                                                       | 2             | 0.675**   | 0.789*** | −0.657**       |
|                                                       | 4             | 0.647**   | 0.752*** | −0.615**       |
|                                                       | 8             | 0.684**   | 0.786*** | −0.624**       |
|                                                       | 16            | 0.578*    | 0.734*** | −0.667**       |
|                                                       | 26            | 0.729***  | 0.787*** | −0.604**       |
|                                                       | 52            | 0.339     | 0.497*   | −0.542*        |
|                                                       |               |           |          |                |

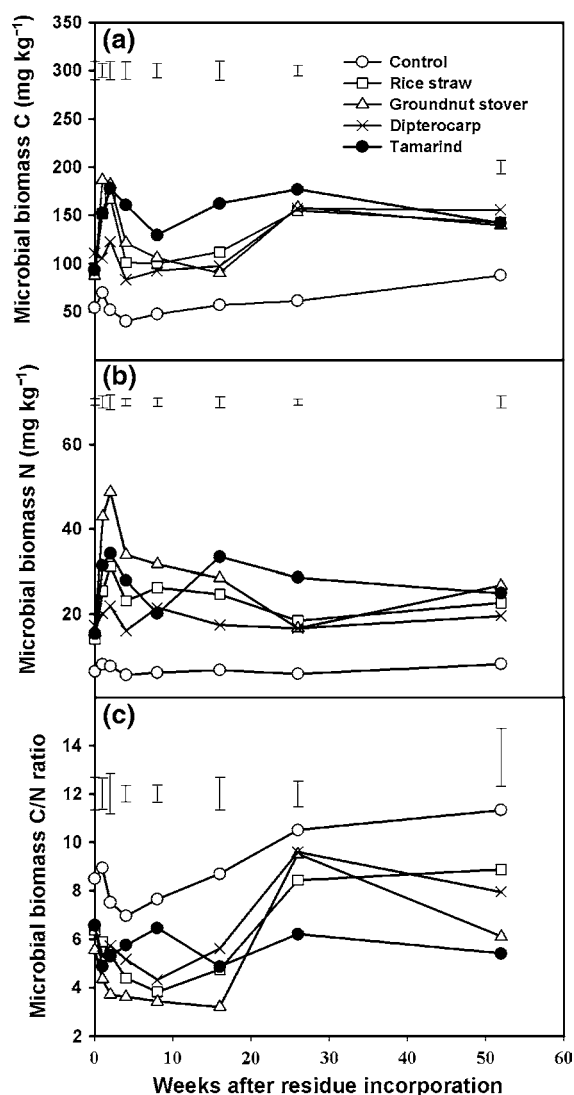
\*, \*\*, \*\*\* Significantly different at  $P < 0.05$ , 0.01, 0.001, respectively

(8.5) (Fig. 5c). After residue incorporation, the microbial biomass C/N ratios decreased in the first week until week 16, particularly in the groundnut treatment (3.2) but they were not significantly ( $P < 0.05$ ) different than those in the rice straw, tamarind and dipterocarp treatments at week 16. After week 16, microbial biomass C/N ratio increased in all treatments, but remained lowest in the tamarind (6.2) compared to the other residue treatments. Microbial biomass C and N were positively correlated with SOC and SON after residue application as shown in Table 6. Additionally, the ratio of CO<sub>2</sub>-C evolution to microbial biomass C, termed metabolic quotient ( $q\text{CO}_2$ ), was significantly ( $P < 0.001$ ) higher in soils with incorporated residues compared to the control during the first 2 weeks (Table 7). Among the residue treatments  $q\text{CO}_2$  was highest in the groundnut treatment followed by rice straw and dipterocarp, and lowest in the tamarind treatment, at all periods with the exception of the 1–2 week period (Table 7). After the first 2 weeks,  $q\text{CO}_2$  decreased particularly in the tamarind treatment. In addition, microbial biomass C and N and  $q\text{CO}_2$  had linear relationships with soil moisture content at week 1 (Table 5).

## Discussion

### Decomposition as affected by residue cellulose composition

Our results confirmed that C/N ratio of a residue alone was not an accurate predictor of its decomposition rate. Although rice straw had a high C/N ratio (78), it decomposed (weight loss, CO<sub>2</sub>-C evolution) more rapidly than dipterocarp (C/N = 80) and tamarind (C/N = 32). This likely resulted from the rice straw's high available C content in the form of cellulose (507 g kg<sup>−1</sup>) which has significant positive correlation with the decomposition rate of the labile pool ( $k_1$ ). Hadas et al. (2004) also reported that although the C/N ratio of corn was 2.5–3 times larger than those of rape and tobacco, they all decomposed at similar rates. In addition, there was no significant relationship between  $k_1$  and N content suggesting that N was not a major limiting factor at this initial stage. However, on removing the cellulose dominated rice straw from the correlation analysis, we found a high and significant positive correlation between  $k_2$  and N. This result is explained by the fact that lignin



**Fig. 5** Temporal pattern of soil microbial biomass C (a), soil microbial biomass N (b), and microbial biomass C to N ratio (c) as affected by different residue treatments. Vertical bars represent SED

physically protects most of the more easily decomposable compartments, e.g., cellulose and hemicelluloses, from enzymatic hydrolysis, while polyphenols react with N compounds in residues to form more recalcitrant complexes (Handayanto et al. 1995). The fact that rice straw does not have high lignin content to protect its cellulose from decomposition led to its fast decomposition. Rice straw decomposition, hence cannot be explained solely by the usual set of quality parameters commonly used, i.e., N, C/N ratio, lignin,

polyphenols, the ratios of lignin and polyphenols to N, hence inclusion of cellulose is required to more fully explain its decomposition pattern.

#### Soil organic C and N accumulation as affected by different quality residues

The improvement of SOM by long-term residue additions confirms similar results of other studies on sandy soils, including a modeling study of SOC based on a 3-year ley-cassava rotation field experiment in Northeast Thailand which predicted gradual overall SOC accumulation over 20 years resulting from the SOC accumulation during the pasture phase (Wu et al. 1998), and SOC accumulation under plantations of fast-growing trees as compared to native savanna in Senegal and the Congo (Bernhard-Reversat et al. 2005). However, Nardi et al. (2004) found that incorporation of crop residues for 40 years was not very effective in altering SOC level. This difference may be attributed to the more intensive plot management (e.g., tillage) used in many agricultural long-term experiments stimulating microbial decomposition of SOC (Reeves 1997; Vance 2000). Our observations that differences in residue quality (cellulose, lignin content or C/N ratio) may also influence the level of C accumulation in soils is supported by a similar observation that different manure qualities influence C storage in soils (Fließbach et al. 2007). In addition, results of a rice–wheat rotation long-term (20-year) experiment in a loamy sand soil in tropical India have also shown differential SOC accumulation among organic residue treatments, i.e., farmyard manure (FYM) showed higher SOC than sesbania green manure (GM) and wheat straw treatments (Tirol-Padre et al. 2007). These authors attributed the high SOC to higher lignin content of FYM relative to the other residues. However, residue quality was not found to influence C accumulation in aggregates and silt/clay particles in both clayey and loamy sand soils from Kenya treated for 3 years with organic residues (Gentile et al. 2008) corresponding to three of the four classes proposed by Palm et al. (2001). These authors suggested that soil disturbance, wetting and drying cycles and effects of crop root residues may have overridden the residue quality influence. However, the ranges of some key parameters were much wider in our study, where (lignin + polyphenols)/N ratio ranged from 3.5 to 42, than in theirs (3.3–9.4).

**Table 7** Relative microbial biomass and metabolic quotient ( $q\text{CO}_2$ ) during 1–2, 4–16 and 26–52 weeks after residue incorporation

| Residue treatment | Relative microbial biomass<br>(mg microbial C mg <sup>-1</sup> C added) |         |         | Metabolic quotient ( $q\text{CO}_2$ )<br>(mg CO <sub>2</sub> -C g <sup>-1</sup> microbial biomass C day <sup>-1</sup> ) |          |        |
|-------------------|-------------------------------------------------------------------------|---------|---------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|--------|
|                   | Weeks after incorporation                                               |         |         | Weeks after incorporation                                                                                               |          |        |
|                   | 1–2                                                                     | 4–16    | 26–52   | 1–2                                                                                                                     | 4–16     | 26–52  |
| Control           | NA                                                                      | NA      | NA      | 0.047                                                                                                                   | 0.068    | 0.031  |
| Rice straw        | 6.47                                                                    | 3.67    | 4.84    | 0.087                                                                                                                   | 0.077    | 0.031  |
| Groundnut stover  | 7.52                                                                    | 3.51    | 4.53    | 0.102                                                                                                                   | 0.097    | 0.036  |
| Dipterocarp       | 2.81                                                                    | 2.26    | 4.31    | 0.055                                                                                                                   | 0.073    | 0.023  |
| Tamarind          | 5.79                                                                    | 5.69    | 4.70    | 0.074                                                                                                                   | 0.038    | 0.019  |
| SED               | 0.605**                                                                 | 0.391** | 0.575ns | 0.005***                                                                                                                | 0.004*** | 0.007* |
|                   | 13.12                                                                   | 12.65   | 15.32   | 12.71                                                                                                                   | 6.55     | 18.99  |

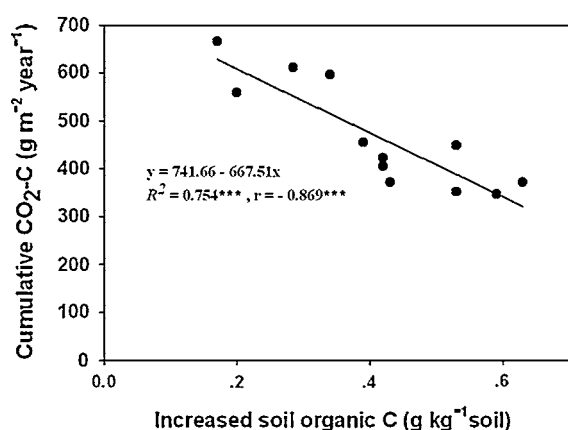
NA Not applicable, SED standard error of the differences between means, ns not significantly different ( $P > 0.05$ )

\*, \*\*, \*\*\* Significantly different at  $P < 0.05$ , 0.01, 0.001, respectively

Additionally, their study was much shorter (3 years) than ours (13 years).

The most notable effect of residue quality on SOC accumulation was observed in the case of tamarind residues which led to the highest SOC after 13 years. This was due to the low CO<sub>2</sub>-C respiration loss (estimated 33% of C added over 52 weeks) in the tamarind treatment and confirmed by the negative correlation between increased SOC and cumulative CO<sub>2</sub>-C (Fig. 6). The low CO<sub>2</sub>-C loss was only partly related to reduced decomposition (i.e., weight loss, Fig. 3) but strongly related to its high microbial substrate use efficiency, i.e., low  $q\text{CO}_2$ . Tamarind treatment showed a significantly more pronounced

reduction in  $q\text{CO}_2$  than other residues at the later stages of decomposition, indicating a highly efficient microbial C utilization of recalcitrant substrates. Thus, it appears that a low  $q\text{CO}_2$  is an important indicator of the effectiveness of residues to contribute to SOC build-up in sandy soils, together with the presence of a moderate amount of recalcitrant compounds (lignin and polyphenols). In addition, the high microbial biomass C but low CO<sub>2</sub>-C evolution in the tamarind treatment lent further support to the high efficiency of microbial C utilization under this treatment. Tirol-Padre et al. (2007) found in an incubation experiment of a loamy sand soil that  $q\text{CO}_2$  was significantly lower under FYM than sesbania GM treatments. FYM had higher contents of recalcitrant compound (lignin) and lower labile organic compounds than the sesbania GM. Thus, these relationships also found under tamarind treatment appear highly relevant and point to future research needs. Caamal-Maldonado et al. (2001) confirmed that mulch of wild tamarind incorporated into the soil significantly contributed to SOM build up. They further suggested that if applied as mulch it helped to control weed growth, and may reduce other harmful pests (such as nematodes and probably some insects). This points to potential effects of some secondary metabolites, notably polyphenolic compounds, which are toxic to soil communities and hence deter decomposition (Swift et al. 1979: 148). Additionally, it appears that tamarind residues can lead to an improved physical protection of SOC by promoting the formation of micro- and small macro-



**Fig. 6** Relationship between increase of soil organic C (g kg<sup>-1</sup> soil, calculated by difference of soil organic C before and after 52 weeks of residue incorporation) and cumulative CO<sub>2</sub>-C (g m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>)

aggregates (Puttaso et al. unpublished) and hence favoring accumulation of SOC.

Among the residues, rice straw led to the lowest SOC content over the 13 years. This was partly due to the fact that the amount of C added in rice straw was the lowest, despite equal amounts of dry matter added, probably due to its high silica content (Yoshida et al. 1959). Furthermore, rice straw had the highest cellulose content, which is a relatively labile C compound and is readily decomposed (i.e., high respiration losses) by a wide range of microorganisms (Mungai and Motavalli 2006). The mass loss data (Fig. 3) of incorporated rice straw residues further showed a very fast disappearance from the litter bag, even faster than that from the low C/N ratio groundnut residues. This lack of resistance and stabilization of organic C was associated with very low lignin and polyphenol contents. Meanwhile, the low SOC accumulation found in the rice straw treatment corresponded to low aggregate formation as observed by Samahadthai et al. (2010), and hence low physical protection, under this treatment. Additionally, there was probably not enough N available in this high C/N ratio residue which would be required to form stable SOM complexes as suggested by the positive relationship of applied residue N and SON.

The higher accumulation of SOC under groundnut relative to rice straw, despite their comparable amounts of residue added C, as well as the higher CO<sub>2</sub>-C loss in the groundnut treatment, suggest that some other factors may have caused additional C loss under rice straw. One possible factor is leaching loss of dissolved organic C (DOC). Rice straw exhibited the fastest decomposition rates, especially during the first stages of decomposition ( $k_1$ ) which occurred during the high soil moisture and high rainfall period. Rapid decomposition of rice straw during early stages (3 days) under submerged conditions has been found to result in significant production of DOC (Katoh et al. 2005).

Although continuous application of tamarind litter over 13 years has brought about a major increase in SOM accumulation over the control, it is likely that, if continued application of appropriate quality residues were to be discontinued, SOM would decline. This is due to the break down of macro-aggregates which constitute a major portion of stabilized C in this sandy soil (Samahadthai et al. 2010) through gradual microbial decomposition of organic matter

acting as aggregate cementing agent. Furthermore, under tillage practices, the break down of macroaggregates, with the consequent exposure of occluded SOM to microbial attack, is enhanced. It is, therefore, imperative in this coarse-textured soil that measures must be devised to provide continuous input of organic residues; e.g., measures that generate organic materials in situ or bring in residues from external sources. Although, in our study we used organic inputs at a rate of 10 Mg ha<sup>-1</sup>, the large increase in SOC observed in the tamarind treatment suggests that by using appropriate residue quality, lower amounts would be sustainable. At present, farmers in the region have increasingly used organic materials, for example filter cake from sugarmills, and non-harvestable parts of crops. Studies in the region have shown that the rate of 10 Mg ha<sup>-1</sup> as used in this study is achievable, at least in the short-term, in practical farming system terms. For example, in a sugarcane-legume rotation system 9.4 and 7–8.5 Mg ha<sup>-1</sup> of sugarcane non-harvestable part and of groundnut and soybean stover + fallen leaves, respectively were reported. In addition, this system also produced weed biomass of 2.5–4.5 Mg ha<sup>-1</sup> (Hemwong et al. 2008). In intensive vegetable production systems, cattle manure is used in the range of 12.5–18.8 Mg ha<sup>-1</sup> (Vityakon et al. 1988), but this level of application is only possible in small areas. Meanwhile, it has been shown that in a rice-groundnut rotation system in typical rice paddies with sandy soils, a combination of rice straw (3.7–5.5 Mg ha<sup>-1</sup>) and of groundnut residues (5 Mg ha<sup>-1</sup>) (Kaewpradit et al. 2009) can produce a yearly organic input in the vicinity of 10 Mg ha<sup>-1</sup>.

#### Residues decomposition as governed by indigenous soil organic N

SON is a source of available nutrients required by microbial decomposers to maintain their activities in a nutrient limited environment. Our results confirmed an influence of SON on microbial related mechanisms in residue decomposition processes through a good relationship between overall decomposition rate ( $k$ ) and indigenous SON (Table 8), and between soil microbial biomass C, N and CO<sub>2</sub>-C evolution and indigenous SON throughout the 52 weeks after residue incorporation (Table 6). This indicated that elevated indigenous SON enhanced microbial decomposition resulting in increasing decomposition of

**Table 8** Linear regression ( $R^2$ ) between initial soil organic N (<1 mm) before residue incorporation and residue decomposition rate constant ( $\text{week}^{-1}$ )

| Residue decomposition rate        | Soil organic N       |       |                     |
|-----------------------------------|----------------------|-------|---------------------|
|                                   | Regression model     | $R^2$ | Probability ( $P$ ) |
| First order kinetic model         |                      |       |                     |
| Annual decomposition rate ( $k$ ) | $y = 8.344x - 1.85$  | 0.637 | 0.0099              |
| Double exponential equation       |                      |       |                     |
| Labile pool ( $k_1$ )             | $y = 0.856x + 0.884$ | 0.005 | 0.8599              |
| Recalcitrant ( $k_2$ )            | $y = 0.874x - 0.179$ | 0.782 | 0.0015              |

newly added residues. Berg and McClaugherty (2003) and Gosz (1981) also reported that the rates of litter decomposition were higher in N rich sites than on N-poor sites. When decomposition was separated into 2 stages, initial (represented by  $k_1$ ) and late ( $k_2$ ), only  $k_2$  showed a significant positive correlation with SON (Table 8) suggesting that indigenous soil N was required and could be utilized as a nutrient and/or energy source by microbes to decompose recalcitrant substances during the later stages. During these stages, N derived from the residues declined and recalcitrant compounds became dominant. As a result, SON became an important N source for decomposition. Various soil microbiological factors associated with residue decomposition lent support to the positive relation of  $k_2$  and SON. Low quality residues, like rice straw and dipterocarp, which had low N contents led to N immobilization (Vityakon et al. 2000). High SON, as found in groundnut and tamarind treatments (0.33 and  $0.28 \text{ g kg}^{-1}$ , respectively) compared to those in dipterocarp and rice straw treatments (0.21–0.25  $\text{g kg}^{-1}$ ), was associated with a lower C/N ratio of the former microbial biomass (5.8 and 7.8, in groundnut and tamarind, respectively compared to 8.7 and 9.0 in rice straw and dipterocarp, respectively) resulting also in higher microbial biomass N in the former treatments. On the other hand, it has been proposed that high soil mineral N suppresses the growth of fungi. For example, Fog (1988) suggested that added N (exogenous) retards the overall rate of decomposition due to inhibition of lignin decomposition, either by suppressing the synthesis of lignolytic enzymes or by promoting the formation of additional recalcitrant compounds. However, it appears that in our case the positive effects of nutrient and energy provision by indigenous soil N outweighed any negative effects of N on part of the community, maybe also in part

because the amounts of available N were relatively small (data not presented) due to leaching during the main decomposition phase during the rainy season.

## Conclusions

The factors which determined longer-term SOC accumulation in this very sandy soil were (1) quantity of residue-C, but in particular residue quality induced changes in (2) microbial availability of energy-rich substrate of residue-C, as well as (3) substrate use efficiency of microbial communities ( $q\text{CO}_2$ ), and (4) the presence of sufficient amounts of N and recalcitrant compounds.

Thus, residues with sufficient N content ( $\geq 1.3\%$ ), low cellulose content and moderate amounts of lignin and polyphenols, like tamarind residues, were most effective in accumulating SOC. These attributes were also associated with a high microbial biomass but the lowest metabolic quotient ( $q\text{CO}_2$ ) during later stages of decomposition, i.e., high substrate use efficiency. On the other hand, residues with high cellulose content, like rice straw, were detrimental to SOC accumulation, particularly in combination with low amounts of lignin and polyphenols.

Additionally, use of N rich leguminous residues led to the highest SON accumulation. C and N mineralization were governed by C compounds such as labile C and recalcitrant C (lignin and polyphenol contents) as well as by indigenous soil N regulated residue decomposition. For high quality residues, indigenous SON did not have significant influence at the initial stage of decomposition, while for low quality residues it had significant influence during both stages.

This study has shown conclusively that accumulation of SOM in sandy soils is possible with the

continuous application of appropriate quality residues leading to an enhanced microbial stabilization of C and N in soil storage locations (aggregates and resistant POM pools), and efficient microbial nutrient cycling within the soil system.

**Acknowledgments** The first author's doctoral study was funded by the Royal Golden Jubilee Ph.D. Program under the Thailand Research Fund (TRF). Part of the research was funded by the National Research Council of Thailand's Grant to Khon Kaen University (FY 2006 and 2007), TRF Targeted Research Program (FY 2008), and the German Academic Exchange Service (DAAD) under the DAAD-TRF Project Based Personnel Exchange Programme (PPP 2008), Germany. A. T. Rambo, Frank Rasche and R. S. Yost made constructive suggestions about earlier versions of the manuscript.

## References

- Allison LE (1965) Organic carbon. In: Black CA (ed) Methods of soil analysis. Part II. American Society of Agronomy, Madison, pp 1367–1378
- Amato M, Ladd JN (1988) Assay for microbial biomass based on ninhydrin reactive nitrogen in extracts of fumigated soil. *Soil Biol Biochem* 20:107–114
- Analytical Software (2003) Statistix 8: user's manual. Analytical software, Tallahassee
- Anderson JPE (1982) Soil respiration. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) Agronomy monograph number 9, part II. Chemical and biological properties, 2nd edn. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, pp 831–871
- Anderson T-H (2003) Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric Ecosyst Environ* 98:285–293
- Anderson T-H, Domsch KH (1986) Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. In: Perspectives in microbial ecology, Proceedings of the 4th international symposium on microbial ecology, Ljubljana, pp 467–471
- Anderson JM, Ingram JSI (1993) Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. CAB international, Wallingford
- Berg B, McClaugherty C (2003) Plant litter, decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer, Heidelberg
- Berg B, Hannus K, Popoff T, Theander O (1982) Changes in organic chemical components of needle litter during decomposition. Long-term decomposition in a scots pine forest. *Can J Bot* 60:1310–1319
- Bernhard-Reversat F, Mboukou-Kimbatsa I, Loumeto JJ (2005) Eucalypt litter quality and sandy soils: addressing two cumulative effects on topsoil organic-matter and soil faunal activity in African plantations. Conference of tropical sandy soil, Khon Kaen, pp 274–287, 28 November–1 December 2005
- Caamal-Maldonado JA, Jiménez-Osorio JJ, Torres-Barragán A, Anaya AL (2001) The use of allelopathic legume cover and mulch species for weed control in cropping systems. *Agron J* 93:27–36
- Fließbach A, Oberholzer H-R, Gunst L, Mäder P (2007) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agric Ecosyst Environ* 118:273–284
- Fog K (1988) The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol Rev Camb Philos Soc* 63:433–462
- Gentile R, Vanlauwe B, Kavoo A, Chivenge P, Six J (2008) Residue quality and N fertilizer do not influence aggregate stabilization of C and N in two tropical soils with contrasting texture. *Nutr Cycl Agroecosyst*. doi:10.1007/s10705-008-9216-9
- Gosz JR (1981) Nitrogen cycling in coniferous ecosystems. In: Clark FE, Rosswall T (eds) Terrestrial nitrogen cycles. *Ecol Bull* 33:405–426
- Hadas A, Kautsky L, Goek M, Kara EE (2004) Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. *Soil Biol Biochem* 36:255–266
- Handayanto E, Cadisch G, Giller KE (1995) Manipulation of quality and mineralization of tropical legume tree prunings by varying nitrogen supply. *Plant Soil* 176:149–160
- Hassink J, Bouwman LA, Zwart KB, Bloem J, Brussaard L (1993) Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57:105–128
- Haynes RJ (1986) The decomposition process: mineralization, immobilization, humus formation and degradation. In: Haynes RJ (ed) Mineral nitrogen in the plant–soil system. Academic Press, Oxford, pp 52–126
- Hemwong S, Cadisch G, Toomsan B, Limpinunthana V, Vityakon P, Patanothai A (2008) Dynamics of residue decomposition and N<sub>2</sub> fixation of grain legumes upon sugarcane residue retention as an alternative to burning. *Soil Till Res* 99:84–97
- Kaewpradit W, Toomsan B, Cadisch G, Vityakon P, Limpinunthana V, Saenjan P, Jogloy S, Patanothai A (2009) Mixing groundnut residues and rice straw to improve rice yields and N use efficiency. *Field Crop Res* 110:130–138
- Katoh M, Murase J, Sugimoto A, Kimura M (2005) Effect of rice straw amendment on dissolved organic and inorganic carbon and cationic nutrients in percolating water from a flooded paddy soil: a microcosm experiment using <sup>13</sup>C-enriched rice straw. *Org Geochem* 36:803–811
- Liu P, Huang J, Han X, Sun OJ, Zhou Z (2006) Differential responses of litter decomposition to increased soil nutrients and water between two contrasting grassland plant species of Inner Mongolia, China. *Appl Soil Ecol* 34:266–275
- Muller MM, Sudman V, Soininvaara O, Merilainen A (1988) Effect of chemical composition on the release of nitrogen from agricultural plant materials decomposing in soil under field condition. *Biol Fertil Soils* 6:621–626
- Mungai NW, Motavalli PP (2006) Litter quality effects on soil carbon and nitrogen dynamics in temperate alley cropping systems. *Appl Soil Ecol* 31:32–42
- Naklang K, Whitbread A, Lefroy R, Blair G, Wonprasaid S, Konboon Y, Suriya-arunroj D (1999) The management of

- rice straw, fertilisers and leaf litters in rice cropping systems in Northeast Thailand. 1. Soil carbon dynamics. *Plant Soil* 209:29–36
- Nardi S, Morari F, Berti A, Tosoni M, Giardini L (2004) Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilizers. *Eur J Agron* 21:357–367
- Olsen JS (1963) Energy storage and balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322–331
- Palm CA, Giller KE, Mafongoya PL, Swift MJ (2001) Management of organic matter in the tropics: translating theory into practice. *Nutr Cycl Agroecosyst* 61:63–75
- Powlson DS, Brookes PC, Christensen BT (1987) Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol Biochem* 19:159–164
- Prescott CE (1995) Does nitrogen availability control rates of litter decomposition in forests? *Plant Soil* 168–169:83–88
- Reeves DW (1997) The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till Res* 43:131–167
- Samahadthai P, Vityakon P, Saenjan P (2010) Effects of different quality plant residues on soil carbon accumulation and aggregate formation in a tropical sandy soil in Northeast Thailand as revealed by a 10-year field experiment. *Land Degrad Develop*. doi:10.1002/ldr.982
- Sisti CPJ, Dos Santos HP, Kohhann R, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM (2004) Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil Till Res* 76:39–58
- Sparling GP, West AW (1988) A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and  $^{14}\text{C}$  labeled cells. *Soil Biol Biochem* 20:337–343
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Theng BKG, Tate KR, Sollins P (1989) Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In: Coleman DC, Oades JM, Uehara G (eds) Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. NifTAL Project, Department of Agronomy and Soil Science, College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii, pp 5–32
- Thippayarugs S, Toomsan B, Vityakon P, Limpinunthana V, Patanothai A, Cadisch G (2008) Interactions in decomposition and N mineralization between tropical legume residue components. *Agroforest Syst* 72:137–148
- Thomas RJ, Asakawa NM (1993) Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biol Biochem* 25:1351–1361
- Tirol-Padre A, Ladha JK, Regmi AP, Bhandari AL, Inubushi K (2007) Organic amendments affect soil parameters in two long-term rice-wheat experiments. *Soil Sci Soc Am J* 71:442–452
- Urquiaga S, Cadisch G, Alves BJR, Boddey RM, Giller KE (1998) Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. *Soil Biol Biochem* 30:2099–2106
- Van Soest PJ, Wine RH (1968) Determination of lignin and cellulose in acid detergent fibre with permanganate. *J Assoc Off Anal Chem* 51:780–785
- Vance ED (2000) Agricultural site productivity: principles derived from long-term experiments and their implications for intensively managed forests. *Fort Ecol Manage* 138:369–396
- Vanlauwe B, Diels J, Aihou K, Iwuafor ENO, Lyasse O, Sanginga N, Merckx R (2002) Direct interactions between N fertilizer and organic matter: evidence from trials with  $^{15}\text{N}$ -labelled fertilizer. In: Vanlauwe B, Diels J, Sanginga N, Merckx R (eds) Integrated plant nutrient management in Sub-Saharan Africa: from concept to practice. CAB International, New York, pp 173–184
- Vityakon P (2007) Degradation and restoration of sandy soils under different agricultural land uses in Northeast Thailand: a review. *Land Degrad Develop* 18:567–577
- Vityakon P, Dangthaisong N (2005) Environmental influences on nitrogen transformation of different quality tree litter under submerged and aerobic conditions. *Agroforest Syst* 63:225–236
- Vityakon P, Seripong S, Kongchum M (1988) Effects of manure on soil chemical properties, yields and chemical compositions of Chinese kale grown in alluvial and sandy paddy soils of Northeast Thailand. I. Soil chemical properties and yields of Chinese kale. *Kasetsart J (Nat Sci)* 22:245–250
- Vityakon P, Meepetch S, Cadisch G, Toomsan B (2000) Soil organic matter and nitrogen transformation mediated by plant residues of different quality in sandy acid upland and paddy soil. *Neth J Agric Sci* 48:75–90
- Wang QR, Li YC, Klassen W (2007) Changes of soil microbial biomass carbon and nitrogen with cover crops and irrigation in a tomato field. *J Plant Nutr* 30:623–639
- Wu J, O'Donnell AG, Syers JK, Adey MA, Vityakon P (1998) Modelling soil organic matter changes in ley-arable rotation in sandy soils of Northeast Thailand. *Eur J Soil Sci* 49:463–470
- Yoshida S, Ohnisi Y, Kitagishi K (1959) Role of silicon in rice nutrition. *Soil Sci Plant Nutr* 9:49–53



## Effect of Long-term (13 Years) Application of Different Quality Plant Residues on Soil Organic Carbon and Soil Properties of a Sandy Soil of Northeast Thailand

Aunnop Puttaso<sup>1</sup>, Patma Vityakon<sup>1\*</sup>, Vidhaya Trelo-ges<sup>1</sup>, Patcharee Saenjan<sup>1</sup> and Georg Cadisch<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Graduate student, Department of Plant Science and Agricultural Sciences, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Thailand

<sup>2</sup>Professor, Institute of Plant Production and Agroecology in the Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany.

\*Correspondent author: [patma@kku.ac.th](mailto:patma@kku.ac.th)

Received October 6, 2010

Accepted January 4, 2011

### Abstract

We studied the effects of long term (13 years) annual applications of different quality organic residues on physical and chemical properties of an upland sandy soil as related to soil organic C (SOC) accumulation. At the end of year 13, SOC accumulation was highest in tamarind litter (intermediate contents of N, lignin (L) and polyphenol (Pp)) (8.41 Mg ha<sup>-1</sup>) treatment, followed by the dipterocarp leaf litter (low N, high L and Pp), groundnut stover (high N, low L and Pp), and rice straw (low N, L and Pp but high cellulose), which were 7.06, 7.10 and 5.54 Mg ha<sup>-1</sup>, respectively. Application of plant residues significantly reduced soil bulk density (Db) and increased mean weight diameter (MWD) (0.25-0.30 mm) over the control (0.21 mm). The infiltration rate under plant residues addition (1.54-2.87 cm min<sup>-1</sup>) was higher than the control treatment (0.97 cm min<sup>-1</sup>). In addition, the effective CEC (ECEC) was 2-5 times higher under the plant residue treatments than the control (1.58 cmol kg<sup>-1</sup>). ECEC was highest under intermediate quality residue, like the tamarind but lowest under the rice straw. The SOC content was negatively correlated with Db ( $R^2 = -0.49^{**}$ ) but was positively correlated with MWD ( $R^2 = 0.57^{**}$ ), and ECEC ( $R^2 = 0.89^{***}$ ). We concluded that long-term continuous application of organic residues especially those with intermediate contents of N, L and Pp, like tamarind, led to increase SOC accumulation, which, in turn, improve physical and chemical properties of tropical sandy soils.

**Keywords:** plant residue quality, soil organic carbon, sandy soil and soil property

### 1. Introduction

Sandy soils of Northeast Thailand are highly weathered and have intrinsically low

fertility. This, coupled with land use and improper land management and conservation, have brought about soil degradation.

Land use change from forest to agriculture has been shown to further lower soil physical fertility as indicated by lower soil aggregation and chemical fertility as indicated by lower soil organic matter (SOM) and nutrients as compared to forest soil (Tangtrakarnpong and Vityakon, 2002). In addition, management practices that alter the living and nutrient conditions of soil organisms, such as repetitive tillage or burning of vegetation, result in degradation of their microenvironment (Bot and Benites, 2005). The declining SOM levels generally lead to deterioration of soil physical properties, notably soil aggregation, and bulk density and chemical, notably cation exchange capacity (CEC), properties. The SOM content and its conservation are deeply negatively affected by conventional practices (especially tillage), which not only decrease SOM but also infiltration rates resulting in increases in the potential for rainwater runoff and soil erosion. These are the consequences of destruction of natural soil aggregates and channels that connect the surface with the subsoil, leaving the soil susceptible to erosion. Soil organic C is commonly recognized as one of the key parameters of soil quality. Soil quality is defined as the capacity of a specific kind of soil to function effectively as a component of a healthy ecosystem. Soil chemical, physical, and biological properties have been proposed and are included as basic indicators of soil quality.

Maintaining residues on the soil is effective for improving soil quality. Several

studies found that application of organic amendments, such as animal manure (Schjonning et al., 2002; Bhattacharyya et al., 2007), and compost improved soil physical properties as indicated by reduction in bulk density, increase in hydraulic conductivity, and improvement in soil structure and chemical properties as indicated by increase in SOC content and CEC. The relative contribution of clay and SOM to soil CEC is largely determined by the amount of SOM. SOM plays an important role in sorbing soil minerals; in addition, SOM is responsible for 25–90% of the total CEC of surface horizons of mineral soils (Van Dijk, 1971; Oades et al., 1989). Increase in CEC of soil resulted from increased organic C concentration. Thus, recycling of plant residues is important in maintaining SOC leading to maintenance and improvement of soil physical and chemical properties. Little information is available on SOC accumulation and its relations to soil physical and chemical properties especially sandy soils of North-east Thailand as affected by long-term application of plant residues varying in their chemical composition. Our hypothesis was that SOC and soil physical and chemical properties would be influenced by application of different quality plant residues; furthermore, the soil properties would be related to SOC content. The objectives of this study were to assess the effect of different quality plant residues applied annually for more than 10 years on physical and chemical properties of a sandy soil as related to SOC accumulation.

## 2. Materials and methods

### 2.1 Study site and soil

The study site was a long-term field experiment on soil organic matter located at a research station of the Office of Agriculture and Co-operatives of the Northeast at Tha Phra subdistrict of Khon Kaen province, Thailand (16°20' N; 102° 49' E). The experiment had been conducted for 13 years. Soil was Korat series (Oxic Paleustults). The soil textural class is sand (93.4% sand, 4.5% silt and 2.1% clay) (Vityakon et al., 2000).

### 2.2 Experimental design and treatments

The long-term field experiment was established in 1995 and the current evaluations were performed at the end of year 13 in late April 2008. A randomized completely block design (RCBD) with three replications were employed due to a gentle slope (approx. 1%). Manual weed control was employed at approximately monthly intervals. There were five treatments including (1) rice (*Oryza sativa*) straw and (2) groundnut (*Arachis hypogaea*) stover which were non-harvestable parts of the crops, (3) leaf litter of dipterocarp (*Dipterocarpus obtusifolius*) (4) leaf + petiole litter (7:1 leaf:petiole) of tamarind (*Tamarindus indica*) and control (no plant residue added). All plant residues were applied at the rate of 10 Mg ha<sup>-1</sup> dry weight. The materials were air dried and cut into pieces of 5-10 cm size (rice straw and groundnut), while dipterocarp leaf litter was cut to a rectangular shape of approximate size of 5x10 cm<sup>2</sup>. Chemical composition parameters of the plant residues used are

determined as shown in Table 1. Groundnut was considered a high quality residue with high N and low lignin (L) and polyphenols (Pp) contents. On the other hand, dipterocarp was deemed low quality with its contents of three key chemical compositions in contrast to the groundnut. Meanwhile, tamarind had intermediate quality with its contents of N, L and Pp in a middle range between the groundnut and dipterocarp. Rice straw was considered in a category of its own with low N, L and Pp contents, but it had highest cellulose content. The organic residues had been incorporated into top soils at 15 cm depth in a 4x4 m<sup>2</sup> plot once a year in early May since 1995. Soil samples were randomly collected employing an auger at 52 weeks after residue application from the plots (at 0-15 cm depth) and composited.

### 2.3 Soil parameter measurements

Soil organic carbon (SOC) was determined on air-dried soil, sieved through a 1 mm mesh sieve, by dichromate oxidation (Allison, 1965). Exchangeable basic cation was determined by the ammonium acetate method (1N NH<sub>4</sub>OAc). The cations, including Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, and Na<sup>+</sup>, were determined in the soil extract by atomic adsorption spectroscopy (AAS). Effective cation exchange capacity (ECEC) was the sum of basic cations (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, and Na<sup>+</sup>) and exchangeable acidity (Al<sup>3+</sup> and H<sup>+</sup>) (Thomas, 1982).

Soil infiltration rate was determined employing a double ring (ASTM, 1998). The double ring type constituted of an inner and

an outer ring. The rate of fall of the water level in the inner ring was measured by a steel gauge (hook gauge). Soil bulk density (0-15 cm depth) was determined in undisturbed soil samples at 52 weeks after residue application.

**Mean weight diameter (MWD):** Twenty grams of an air dried soil sample that passed through an 8 mm sieve was gradually rewetted employing capillary rise. Then it was placed on the top sieve of a nest of sieves with opening sizes of 2, 1, 0.5, 0.25, and 0.106 mm and wet sieved for 30 minutes in a tumbler shaker (Daiki 2000). The mean weight diameter (MWD) of water stable aggregates was determined as the sum of the percentage of soil on each sieve multiplied by the mean diameter of the size classes (mm) i.e.  $MWD = \sum(\text{percent of sample on sieve} \times \text{mean diameter of the size classes})$  (modified procedure of Tangtrakarnpong, 2002).

#### 2.4 Organic residues analysis

Plant residue analyses consisted of total C and total N by dry combustion (CN analyzer), lignin by acid detergent lignin method (Van Soest and Wine, 1968) and polyphenol (ratio of plant to 50% methanol was 1:50) by the recommended method in the Tropical Soil Biology and Fertility Handbook (Anderson and Ingram, 1993).

#### 2.5 Statistical analysis

Analysis of variance was employed under RCBD, while mean comparisons of different treatments were done by least significant difference (LSD). Correlation analysis was conducted to study relation-

ships between various factors. The statistical package used was statistix version 8.0 (Analytical Software, 2003).

### 3. Results and discussion

#### 3.1 Soil organic carbon

Soil organic carbon (SOC) contents at the end of 13 years were significantly higher in soils amended with residues than the control (no addition) (Table 2). Similarly, Samahadthai et al. (2010) found that SOC increased after annual application of plant residues for 10 years. Long-term application of tamarind had highest SOC ( $8.41 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) followed by provision of groundnut, and dipterocarp. This resulted from both the different amounts of residue C added and chemical composition of the residues. SOC content was positively correlated with residue C contents ( $r = 0.629^*$ ) but negatively correlated with C/N ratio ( $r = -0.616^*$ ). The higher SOC accumulation under the tamarind than the groundnut despite the higher C/N ratio of the former than the latter residue was to do with higher microbial efficiency in C utilization under the tamarind. This was indicated by the tamarind's lower metabolic quotient values than groundnut (Puttaso et al., 2010). Addition of rice straw led to lowest SOC content ( $5.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) partly because of its lowest amount of C added. In addition, rice straw had highest cellulose content which was negatively correlated with SOC ( $r = -0.92^{**}$ ) (Puttaso et al., 2010). Cellulose is a relatively labile C compound and is readily decomposed by microorganisms. This resulted in high C loss as  $\text{CO}_2$  (as found by

**Table 1.** Chemical compositions of organic residues locally available in Northeast of Thailand.

| Residue chemical compositions    | Groundnut stover<br>( <i>Arachis hypogaea</i> ) | Tamarind<br>( <i>Tamarindus indica</i> ) | Rice straw<br>( <i>Oryza sativa</i> ) | Dipterocarp<br>( <i>Dipterocarpus tuberculatus</i> ) |
|----------------------------------|-------------------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------------------------|
| C (g kg <sup>-1</sup> )          | 388                                             | 427                                      | 367                                   | 453                                                  |
| N (g kg <sup>-1</sup> )          | 22.8                                            | 13.6                                     | 4.7                                   | 5.7                                                  |
| C/N                              | 17                                              | 31.5                                     | 78.4                                  | 79.5                                                 |
| Lignin (g kg <sup>-1</sup> )     | 67.6                                            | 87.7                                     | 28.7                                  | 175.5                                                |
| Polyphenol (g kg <sup>-1</sup> ) | 12.9                                            | 31.5                                     | 6.5                                   | 64.9                                                 |
| Cellulose (g kg <sup>-1</sup> )  | 178                                             | 143                                      | 507                                   | 306                                                  |

**Table 2.** Soil organic C (SOC), mean weight diameter (MWD), bulk density (0-15 cm) and infiltration rate at the end of year 13 after different plant residue application.

| Residue treatment | SOC<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | MWD<br>(mm) | Bulk density<br>(g cm <sup>-3</sup> ) | Infiltration rate<br>(cm min <sup>-1</sup> ) |             |
|-------------------|-------------------------------|-------------|---------------------------------------|----------------------------------------------|-------------|
|                   |                               |             |                                       | Initial stage                                | Later stage |
| No addition       | 2.72d                         | 0.21b       | 1.61a                                 | 0.968c                                       | 0.011       |
| Rice straw        | 5.54c                         | 0.25ab      | 1.57bc                                | 2.866a                                       | 0.017       |
| Groundnut stover  | 7.10b                         | 0.28a       | 1.55bc                                | 1.542bc                                      | 0.009       |
| Dipterocarp       | 7.06b                         | 0.29a       | 1.58ab                                | 1.965ab                                      | 0.019       |
| Tamarind          | 8.41a                         | 0.30a       | 1.56bc                                | 2.359ab                                      | 0.112       |
| SED               | 0.08**                        | 0.02*       | 0.02*                                 | 0.375**                                      | 0.027ns     |

\*, \*\* = significantly different at  $p < 0.05$ , 0.01, SED = standard error of the differences between means, ns = not significantly different at  $p > 0.05$

Puttaso et al., 2010) and, possibly, as dissolved organic C (Kato et al., 2005).

### 3.2 Changes in soil physical properties

#### 3.2.1 Mean weight diameter

The mean weight diameter (MWD) is an indicator of soil structure. The application of plant residue increased MWD over the control (no addition) (Table 2). This was also found in Samahadthai et al. (2010) that all residues including dipterocarp, tamarind, groundnut and rice straw brought about larger MWD than the control. Among the treatments with residue application, rice straw showed the lowest MWD, but was not significantly different ( $p > 0.05$ ) from other residue treatments. We also found positive correlation between MWD and L ( $r = 0.44$ ) and Pp ( $r = 0.43$ ) but negative correlation

with cellulose ( $r = -0.47$ ). This indicates that residues with high L and Pp may lead to large MWD; on the other hand those with high cellulose may lead to small MWD. Martens (2000) reported that MWD was positively correlated with phenol and lignin contents of plant residues. Improvement in MWD as a consequence of an increase in SOC concentration was reflected as a positive correlation between the two properties ( $y = 0.18 - 0.03x$ ,  $R^2 = 0.57^{**}$ ). Chenu et al. (2000) also found high correlation between MWD and SOC ( $\text{MWD} = 0.051x + 0.069$ ,  $R^2 = 0.665$ ). SOC is an important factor controlling aggregate formation as SOC contributes to binding of primary particles to form aggregates (Tisdall and Oades, 1982; Bhattacharaya et al., 2007). In

addition, decomposing particulate organic matter fraction of SOC can act as nucleus or core upon which mineral components are adsorbed leading to aggregate formation (Golchin et al., 1994).

### 3.2.2 Soil bulk density

Application of different plant residues significantly decreased bulk density (Db) as compared to the control at the end of year 13 (Table 2). Samahadthai et al. (2010) in year 10 of the same experiment also found that Db significantly decreased, especially in tamarind ( $1.48 \text{ g cm}^{-3}$ ) treatment relative to the control treatment. It had significant positive correlation with C/N ratio ( $r = 0.71^*$ ) and negative correlation with N ( $r = -0.69^*$ ). This showed that residues with high C/N ratios have led to increases in Db (as shown by rice straw and dipterocarp), while those with high N contents have led to decreases in Db. The Db had significant negative correlation with SOC ( $R^2 = -0.49^{**}$ ). The resulting significantly higher soil aggregation under groundnut and tamarind than rice straw led to lower Db in the former residues than the latter one. Other studies also showed that application of plant residues, such as maize straw, wheat straw and green manure led to increases in SOC and soil aggregates and decreases in Db (Blanco-Canqui and Lal, 2007; Zhao et al., 2009). On the contrary, under dipterocarp treatment, larger MWD (higher soil aggregation) did not translate into lower Db relative to rice straw (Table 2). Dipterocarp produced the highest quantity of large macroaggregates ( $>2 \text{ mm}$ ), but it had significantly

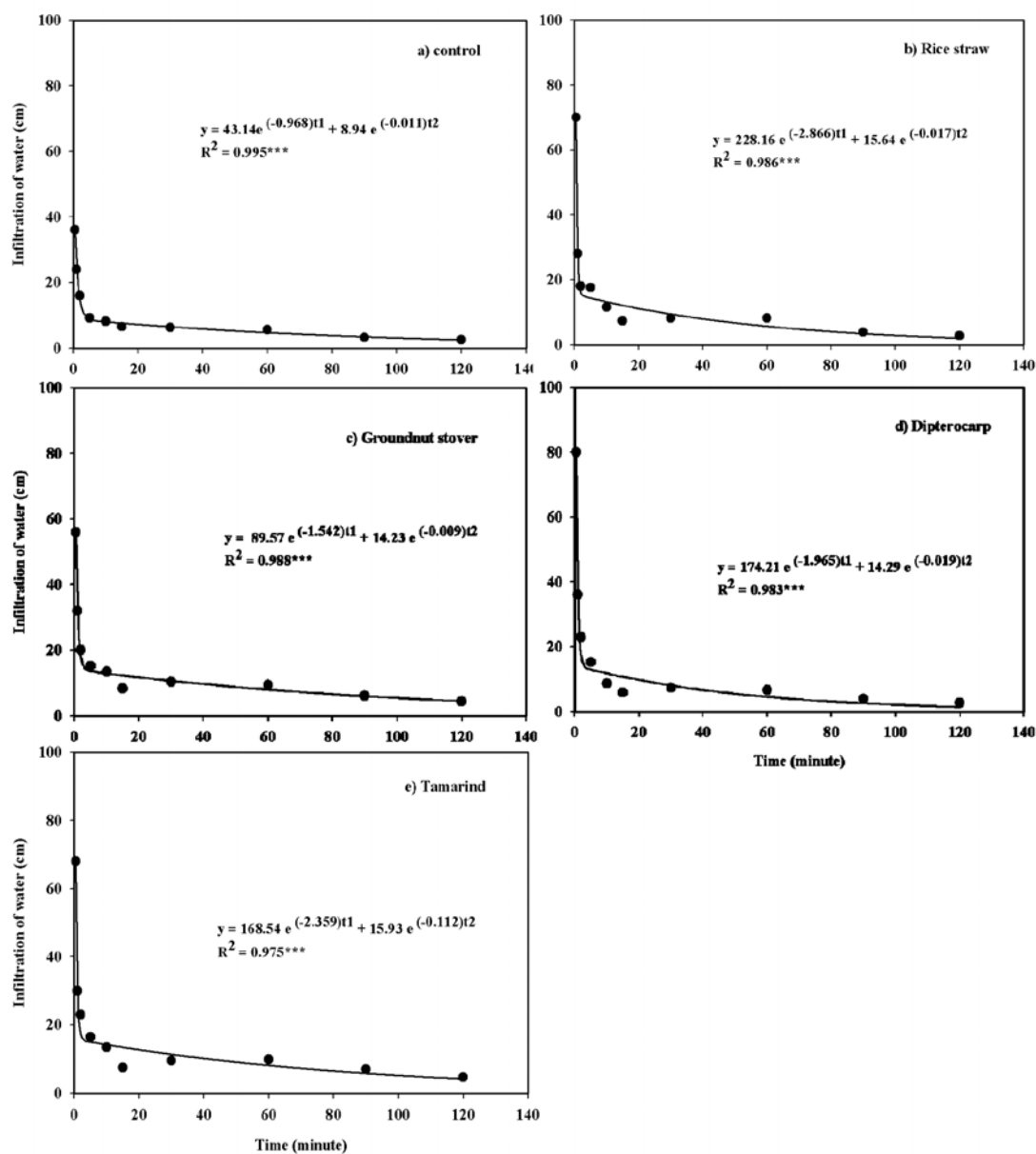
lowest microaggregates ( $0.053\text{--}0.25 \text{ mm}$ ) among residue treatments (Puttaso, unpublished). Dipterocarp's large MWD may have resulted from the contribution of the large macroaggregates. However, the reduced Db may have resulted from contributions of the microaggregates which constituted more than 60% of soil dry weight compared with  $<2.5\%$  contribution of large macroaggregates (Puttaso, unpublished). Although our results generally indicated that decrease in Db was closely associated with MWD as shown by negative correlation between Db and MWD ( $R^2 = -0.42^{**}$ ), our results also point out to the fact that microaggregates played a more important role at decreasing Db than larger sized aggregates.

### 3.2.3 Soil infiltration rate

Infiltration rates (IR) are divided into two stages, i.e. initial rapid stage and later slow stage (approaching a steady state) (Figure 1). The long-term application of residue for 13 years significantly increased initial IR over the control treatment (Table 2). The IR was 1.5-3.0 folds higher in soil with residues addition relative to the control treatment. The initial IR was highest in rice straw treatment followed by tamarind, groundnut and dipterocarp (Table 2). Initial rates of infiltration were positively correlated with SOC ( $R^2 = 0.29^*$ ) but only showed highly significant correlation ( $n=12$ ,  $R^2 = 0.82^{***}$ ) when rice straw was removed. This showed that SOC in the topsoil improved soil structure through increase in MWD and decrease in Db resulting in high

IR in the soil treated with plant residues in the long term. Rice straw behaved differently than the other residue treatments because it showed high initial IR despite its low SOC. This was probably due to its highest quantity of microaggregates among all residue treatments (Puttasu, unpublished). The presence of a high quantity

of microaggregates may have led to better pore size distribution and continuity under rice straw with a consequent higher infiltration rate. Meanwhile, infiltration rates at the later stages (steady state) were not significantly different among treatments (Table 2). At this stage, water percolation was slow because it had reached deeper soil



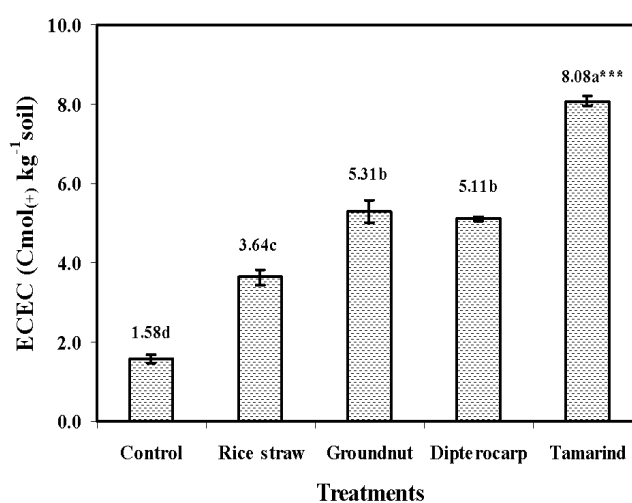
**Figure 1.** Infiltration rate ( $\text{cm min}^{-1}$ ) in sandy soil after year 13 as affected by longterm application of different plant residues.

layers with finer texture relative to that of the topsoil which water percolated through during the initial stage.

### 3.3 Influence of plant residues application on effective CEC (ECEC)

The ECEC at the end of year 13 was significantly ( $p < 0.001$ ) different in soil treated with plant residues compared to the control ( $1.58 \text{ cmol kg}^{-1}$ ) (Figure 2). The ECEC was increased by application of plant residues (Lathwell and Peech, 1964). The highest ECEC was found in long-term application of tamarind ( $8.1 \text{ cmol kg}^{-1}$ ) followed by groundnut and dipterocarp. The ECEC was lowest under rice straw (Figure 2). Chemical composition of residues played an important role in increasing ECEC. We found significant non-linear relations between ECEC and residue contents of C ( $R^2 = 0.886^{**}$ ), N ( $R^2 = 0.944^{***}$ ), L ( $R^2 = 0.736^{**}$ ) and Pp ( $R^2 = 0.909^{***}$ ) and C/N ratio ( $R^2 = 0.878^{**}$ ) (Figure 3a-e). These relations show critical values (in  $\text{g kg}^{-1}$ ) of C (417.3), N (14.5), L (112.4) and Pp (38.5) and

C/N ratio of 46 to result in maximum ECEC in the range of  $7.52\text{--}8.89 \text{ cmol kg}^{-1}$ . Tamarind had the closest contents of C, N, L and Pp, and C/N ratio to the critical values. These results showed that residues with intermediate contents of lignin, polyphenols, N, and C/N ratio, like tamarind, led to increased ECEC. Lignin and polyphenols have been proposed as precursors of humic substances. Humic substances are a stable SOM pool, which is bound to clay colloid and results in increased reactive surface area for cation adsorption (such as  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{H}^+$  and  $\text{Al}^{3+}$ ). In addition, we also found high positive correlation between ECEC and SOC ( $R^2 = 0.89^{***}$ ) (Figure 4). This confirms that increases in SOC led to increases in CEC. Our results showed that 1% increase in SOC could increase ECEC by  $2.5 \text{ cmol kg}^{-1}$ . This is lower than an increase of  $7 \text{ cmol kg}^{-1}$  per 1% SOC increase in sandy soils in Northeast Thailand reported by Vityakon (1991). Moreover, increase in ECEC may lead to increased soil aggregate



**Figure 2.** Effective CEC ( $\text{Cmol kg}^{-1}$ ) in sandy soil as affected by different plant residue application. Vertical bars represent SE.

formation, through clay-polyvalent cations-organic matter bonding.

#### 4. Conclusions

Physical and chemical properties of the sandy soil were significantly improved under prolonged (13 years) application of different residues as compared to treatment

that did not receive the residues. The residue with intermediate quality as far as C/N ratio and contents of N, lignin and polyphenols are concerned, i.e. tamarind, brought about the greatest improvement in physical (aggregation, bulk density and to some extent infiltration rate) and chemical

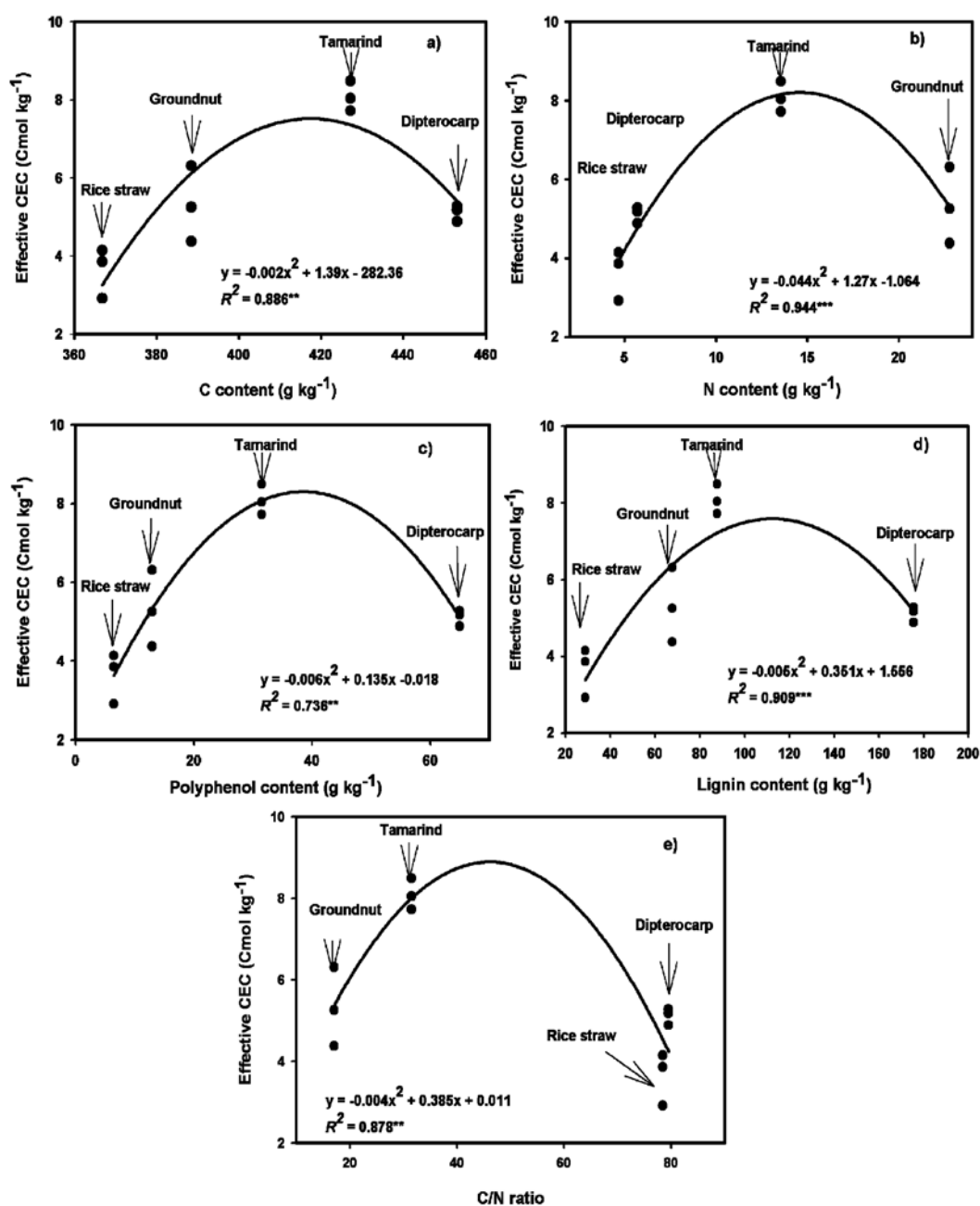


Figure 3. Relationship between ECEC and (a) C, (b) N, (c) lignin, (d) polyphenol, and (e) C/N ratio.

(effective CEC) properties of the sandy soil. Aggregation is highly desirable in sandy soils which usually do not form stable aggregate easily due to their low clay contents. In addition, increase in cation exchange capacity as indicated by ECEC, is also highly desirable as it leads to higher buffering capacity of sandy soils to retain nutrients and maintain stable soil pH. The improvement in physical and chemical properties was in parallel with the highest accumulation of SOC under the tamarind treatment. The SOC accumulation is through C stabilized in soil aggregates, as seen in the higher soil aggregation as indicated by larger MWD under the tamarind treatment. Intermediate quality organic residues (tamarind) can bring about accumulation of SOC which, in turn, leads to improved soil physical and chemical properties desirable in sandy soils. In addition, our results showed that some more refined soil quality indicators than SOC contents and MWD may be required to more thoroughly explain

some changes in soil properties resulting from residue application. This is with regards to the use of microaggregate quantities in explaining fast infiltration rates under rice straw treatment despite its low SOC and the use of quantities of macro- and microaggregates in place of the average nature of MWD to explain the high bulk density under dipterocarp. Input of appropriate quality organic residues into sandy soils is a highly beneficial management option to improve and maintain soil physical and chemical fertility which leads to sustainability of production in sandy soils.

## 5. Acknowledgements

The first author's doctoral study was funded by the Royal Golden Jubilee Ph.D. Program under the Thailand Research Fund (TRF). Part of the research was funded by the National Research Council of Thailand's Grant to Khon Kaen University (FY 2006 and 2007), TRF Targeted Research Program (FY 2008).

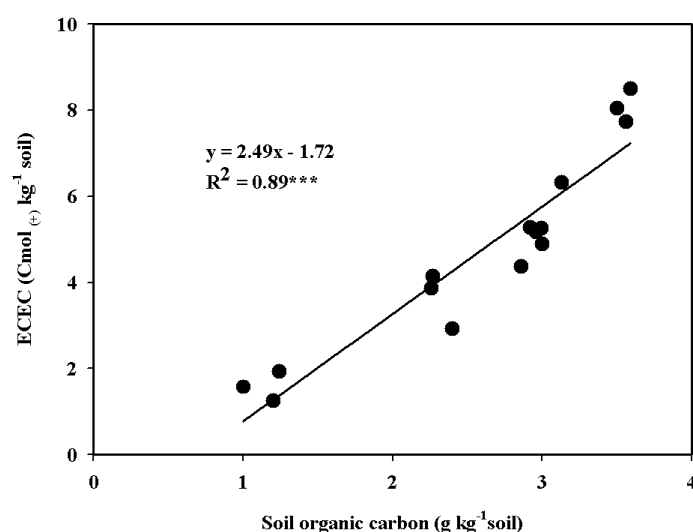


Figure 4. Relationship between soil organic carbon and ECEC.

## 6. References

- Allison, L.E. 1965. Organic carbon. In **Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical and Microbiological Properties**. Medison: American Society of Agronomy.
- Analytical Software. 2003. **Statistix 8: User's manual**. Analytical software, Tallahassee, FL.
- Anderson, J.M. and Ingram, I.S.I. 1993. **Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods**. Wallingford: CAB inter-national.
- ASTM, 1998. Standard method D 3385-94- Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Field using Double-Ring Infiltrometer. **Annual Book of ASTM Standards 2001**, Section 4: Construction, Vol. 04.08, Soil and Rock (I): D 420 - D 5779.
- Bhattacharyya, R., Chandra, S., Singh, R.D., Kundu, S., Srivastva, A.K. and Gupta, H.S. 2007. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat-soybean rotation. **Soil Till Res.** 94(2): 386-396.
- Blanco-Canqui, H. and Lal, R. 2007. Soil structure and organic carbon relationships following 10 years of wheat straw management in no-till. **Soil Till Res.** 95: 240-254.
- Bot, A. and Benites, J. 2005. **The importance of soil organic matter (key to drought-resistant soil and sustained food and production)**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. and Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. **Soil Sci Soc Am J.** 64: 1479-1486.
- Golchin, A., Oades, J. M., Skjemstad, J.O. and Clarke, P. 1994. Soil structure and carbon cycling. **Aust J Soil Res.** 32: 1043-1068.
- Katoh, M., Murase, J., Sugimoto, A. and Kimura, M. 2005. Effect of rice straw amendment on dissolved organic and inorganic carbon and cationic nutrients in percolating water from a flooded paddy soil: A microcosm experiment using  $^{13}\text{C}$ -enriched rice straw. **Org Geochem.** 36: 803-811.
- Lathwell, D.J. and Peech, M. 1964. **Interpretation of chemical tests**. New York: New York Agric Exp Stn Bull.
- Martens, D.A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. **Soil Biol Biochem.** 32: 361-369.
- Oades, J.M., Gillman, G.P., Uehara, G., Hue, N.V., Van Noordwijk, M., Robertson, G.P. and Wada, K. 1989. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In **Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii Press.
- Puttaso, A, Vityakon, P., Saenjan, P., Treloges, V. and Cadisch, G. 2010. Soil organic matter dynamics and accumulation in response to litter decomposition in a sandy soil under long-term application of different quality organic residues.

- Nutr Cycl Agroecosyst.** doi 10.1007/s10705-010-9385-1.
- Samahadthai, P., Vityakon, P. and Saenjan, P. 2010. Effects of different quality plant residues on soil carbon accumulation and aggregate formation in a tropical sandy soil in Northeast Thailand as revealed by a 10-year field experiment. **Land Degrad Dev.** doi:10.1002/ldr.982.
- Schjonning, P., Elmholt, S., Munkholm, L.J. and Deboz, K. 2002. Soil quality aspects of humid sandy loams as influenced by organic and conventional long-term management. **Agric Ecosyst Environ.** 88: 195-214.
- Tangtrakarnpong, S. and Vityakon, P. 2002. Land use and soil organic matter in Northeast Thailand: Microbial biomass, nitrogen transformation and humic acid. **Transactions of the 17<sup>th</sup> World Congress of Soil Science.**
- Bangkok, Thailand. IUSS and Soil and Fertilizer Society of Thailand (CD ROM).
- Thomas, G.W. 1982. Exchangeable cations. In **Methods of Soil Analysis.** Part 2. Chemical and Microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America.
- Tisdall, J.M. and Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **J Soil Sci.** 33: 141-163.
- Van Soest, P.J. and Wine, R.H. 1968. Determination of lignin and cellulose in acid detergent fibre with permanganate. **J Assoc Office Anal Chem.** 51: 780-785.
- Van Dijk, H. 1971. Colloid chemical properties of humic matter. In **Soil Biochemistry.** New York.
- Vityakon, P. 1991. Relationships between organic matter and some chemical properties of sandy soils with different land use and management. **Thai J Soils Fert.** 13: 254-264 (in Thai).
- Vityakon, P. Meepetch, S., Cadisch, G. and B. Toomsan. 2000. Soil organic matter and nitrogen transformation mediated by plant residues of different quality of sandy acid upland and paddy soil. **Neth. J Agr Sci.** 48: 75-90.
- Zhao, Y., Wang, P., Li, J., Chen, Y., Ying, X. and Liu, S. 2009. The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat-maize cropping system. **Eur J Agron.** 31(1): 36-42.

# Soil Organic Matter and Soil Quality in Northeast Thailand



Patma Vityakon

# **Soil Organic Matter and Soil Quality in Northeast Thailand**

**PATMA VITYAKON**

Department of Plant Science and Agricultural Resources  
Faculty of Agriculture, Khon Kaen University

2011

# **Soil Organic Matter and Soil Quality in Northeast Thailand**

**by Patma Vityakon**

**ISBN                978-616-223-063-9**

**About the author:** Patma Vityakon is an Associate Professor of Soil Science with 30 years' experience of teaching and research in Northeast Thailand in the areas of soil fertility with special emphasis on soil organic matter and soil fertility aspects of agroforestry. The author obtained her Ph.D. in Soil Science from the University of Hawaii at Manoa, USA in 1986.

**First printing:** 100 copies

## **Cover photographs (clockwise from top left):**

An upland cassava field on a sandy soil with a sugarcane field in the lower slope and rice paddies beyond in a typical undulating terrain of Khon Kaen Province, Northeast Thailand;

Distinct dark-colored A horizon due to soil organic matter accumulation in an upland sandy soil profile under dry dipterocarp forest in Khon Kaen;

Leaf litter and other organic residues from vegetation in a temperate ecosystem;

Annual application of organic residues in the author's long-term SOM experiment which was initiated in 1996 in Tha Phra Subdistrict of Khon Kaen;

Decomposing leaf litter of dipterocarp trees in a rice paddy in Phu Wiang District of Khon Kaen;

Leaf litter from some dipterocarp trees growing in paddy fields in Phu Wiang District of Khon Kaen,

Cover designed by Patarawalan Samahadthai

## **Printed at**

Penprinting Co. Ltd.,  
2 Moo 3, Pothisarn Rd., Muang district, Khon Kaen 40000, Thailand  
Tel. 043 220582, 043 326739,

**E-mail** [penprint@penprinting.co.th](mailto:penprint@penprinting.co.th), [penprint@hotmail.com](mailto:penprint@hotmail.com) Website: [www.penprinting.co.th](http://www.penprinting.co.th)

# Contents

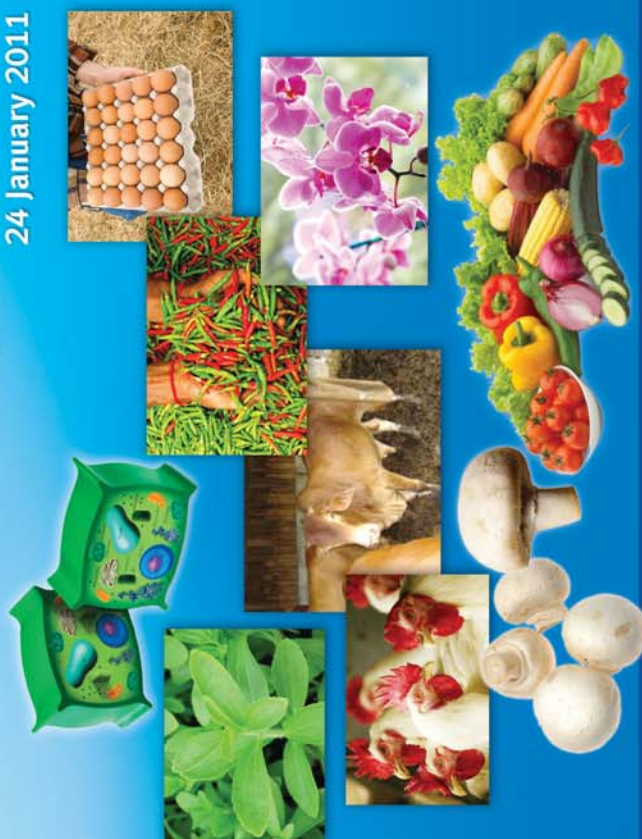
|                                                                                         | <b>Pages</b> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------|--------------|
| <b>Preface</b>                                                                          | v            |
| <b>Acknowledgements</b>                                                                 | ix           |
| <b>List of abbreviations</b>                                                            | xi           |
| <b>Chapter 1: Historical development of concepts of soil organic matter</b>             | 1            |
| <b>Introduction</b>                                                                     | 1            |
| <b>Traditional empirical views of soil organic matter</b>                               | 2            |
| <b>Development of Western scientific approaches to the study of soil and SOM</b>        | 7            |
| <b>Historical evolution of concepts of soil organic matter</b>                          | 8            |
| <b>The humus concept</b>                                                                | 8            |
| <b>The concept of SOM as a multifunctional soil entity</b>                              | 10           |
| <b>The concept of SOM as an ecosystem compartment</b>                                   | 11           |
| <b>The concept of SOM as a product of decomposition</b>                                 | 11           |
| <b>The concept of SOM as a soil component consisting of different fractions</b>         | 13           |
| <b>The concept of SOM as a major store of organic carbon in the global carbon cycle</b> | 14           |
| <b>Definitions of soil organic matter and boundary of SOM systems</b>                   | 17           |
| <b>Boundary of an SOM System</b>                                                        | 18           |
| <b>Historical development of concepts of soil organic matter in tropical soils</b>      | 19           |
| <b>Summary</b>                                                                          | 22           |
| <b>Chapter 2: Structure and function of soil organic matter</b>                         | 25           |
| <b>Introduction</b>                                                                     | 25           |
| <b>Concepts of SOM</b>                                                                  | 25           |
| <b>The concept of SOM as an ecosystem compartment</b>                                   | 25           |
| <b>The concept of SOM as a soil component</b>                                           | 26           |
| <b>Structure of soil organic matter</b>                                                 | 27           |
| <b>Living soil organic matter</b>                                                       | 27           |
| <b>Non-living soil organic matter</b>                                                   | 27           |
| <b>Approaches to non-living SOM fractionation</b>                                       | 28           |
| <b>Chemical fractionation of humus</b>                                                  | 28           |
| <i>Extraction methods</i>                                                               | 29           |
| <i>Conventional extraction methods</i>                                                  | 29           |
| <i>Fractionation based on solubility characteristics</i>                                | 30           |
| <i>Purification</i>                                                                     | 32           |
| <i>Characterization</i>                                                                 | 33           |

|                                                                                                  | Pages  |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| <i>Methodological shortcomings in extraction and isolation of humic substances</i>               | 34     |
| <i>Knowledge of humic substances gained through studies employing conventional methodologies</i> | 35     |
| <i>Unique and intrinsic features of humic substances</i>                                         | 35     |
| <b>Proposed new paradigm for viewing humic substances</b>                                        | 36     |
| <b>Fractionation of SOM based on their binding properties to polyvalent cations</b>              | 36     |
| <b>Physical fractionation of SOM</b>                                                             | 37     |
| <i>Methodology of physical fractionation as related to the concept of OM turnover</i>            | 38     |
| <i>Fractions isolated by physical fractionation and their relations to SOM dynamics</i>          | 41     |
| <b>Functions of soil organic matter</b>                                                          | 47     |
| <b>Soil organic matter functions in nutrient supply and cycling in the soil-plant ecosystem</b>  | 48     |
| <i>Biological processes</i>                                                                      | 48     |
| <i>Biological nutrient cycling functions of different SOM pools</i>                              | 49     |
| <i>Chemical processes</i>                                                                        | 51     |
| <i>Cation retention</i>                                                                          | 51     |
| <i>Complexation with micronutrient metals</i>                                                    | 52     |
| <i>Complexation with oxide surfaces of soil colloid and acid-producing metal</i>                 | 52     |
| <b>SOM function in aggregate formation (physical functions)</b>                                  | 53     |
| <b>Summary</b>                                                                                   | 58     |
| <br><b>Chapter 3: Decomposition</b>                                                              | <br>61 |
| <b>Introduction</b>                                                                              | 61     |
| <b>Decomposition as a major process in a soil-plant ecosystem</b>                                | 61     |
| <b>The production-decomposition cycle in a soil-plant system</b>                                 | 61     |
| <b>Decomposition as a process in terrestrial ecosystem functioning</b>                           | 63     |
| <b>Decomposition parameters</b>                                                                  | 66     |
| <b>Factors and processes regulating decomposition</b>                                            | 69     |
| <b>Factors regulating decomposition</b>                                                          | 69     |
| <b>Component processes of decomposition</b>                                                      | 70     |
| <b>Hierarchical system of factors controlling decomposition</b>                                  | 70     |
| <i>Physical environment factor (climate and soils)</i>                                           | 72     |
| <i>Resource quality factor</i>                                                                   | 74     |
| <i>Chemical quality</i>                                                                          | 74     |
| <i>Physical quality</i>                                                                          | 79     |
| <i>Organic resource quality indicators</i>                                                       | 80     |
| <i>Physico-chemical environment factor</i>                                                       | 82     |
| <i>Macro-scale effects of climatic factors</i>                                                   | 82     |

|                                                                                                           | <b>Pages</b> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|
| <i>Micro-scale effects of climatic factors</i>                                                            | 83           |
| <i>Climate change and decomposition</i>                                                                   | 87           |
| <b><i>Decomposer organisms factor</i></b>                                                                 | 88           |
| <i>Macroorganisms</i>                                                                                     | 88           |
| <i>Microorganisms</i>                                                                                     | 89           |
| <i>The concept of soil microbial biomass in decomposition studies</i>                                     | 90           |
| <b>Summary</b>                                                                                            | 91           |
| <br><b>Chapter 4: Soil organic matter and soil quality</b>                                                | <br>93       |
| <b>Introduction</b>                                                                                       | 93           |
| <b>Soil degradation</b>                                                                                   | 93           |
| <b>The process of soil degradation</b>                                                                    | 94           |
| <b>The occurrence of soil degradation at global, regional and national levels</b>                         | 95           |
| <b>Soil degradation and agricultural productivity</b>                                                     | 97           |
| <b>The concept of soil quality</b>                                                                        | 97           |
| <b>Why address soil quality?</b>                                                                          | 99           |
| <b>Defining soil quality</b>                                                                              | 99           |
| <b>Assessment of soil quality</b>                                                                         | 100          |
| <i>Soil organic matter as an integral indicator of soil quality</i>                                       | 102          |
| <i>SOM fractions used as soil quality indicators</i>                                                      | 103          |
| <i>SOM as a biological indicator of soil quality and its use in conjunction with microbial indicators</i> | 104          |
| <b>Use of long-term experiments to study the role of SOM in agroecosystem sustainability</b>              | 104          |
| <b>Studies of SOM content through time</b>                                                                | 107          |
| <b>SOM models</b>                                                                                         | 109          |
| <b>A final note on the restoration of SOM through the use of organic materials in Northeast Thailand</b>  | 110          |
| <b>Summary</b>                                                                                            | 113          |
| <br><b>Bibliography</b>                                                                                   | <br>117      |
| <br><b>Index</b>                                                                                          | <br>139      |

# ประชุมวิชาการเกษตร ครั้งที่ 12 12<sup>th</sup> Agriculture Annual Conference

วันที่ 24 มกราคม 2554  
24 January 2011



แก่นเกษตร ปีที่ 39 ฉบับพิเศษ 2554 Khon Kaen Agriculture Journal VOL.39 SUPPLEMENT 2011



ประชุมวิชาการเกษตร ครั้งที่ 12  
12<sup>th</sup> Agriculture Annual Conference

วันที่ 24 มกราคม 2554 คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น

คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น  
Khon Kaen University



- 1 การเสริมถั่วลิสงเป็นแหล่งโปรตีนในอาหารต่อสมรรถนะการเจริญเติบโตและคุณภาพ  
ซากของเป็ดเนื้อ 1  
*ชนพัฒน์ สุระนรากุล, นวลจันทร์ เพชรนุ้ย และ วรินทร์ วงศ์สามารถ*
- 2 ผลของการใช้เอนไซม์ไฟเตสต่อประสิทธิภาพการผลิตของเป็ดแม่พันธุ์ปักกิ่ง ลูกผสมระยะไข่ 6  
*องอาจ ตันทวนิช, มณฑิชา พุทชาคำ และ ศิริลักษณ์ วงศ์พิเชษฐ*
- 3 ผลของการเสริมเมลามีนหรือยูเรียฟอร์มาลดีไฮด์หรือส่วนผสมของทั้งสองชนิดต่อสมรรถนะ  
การผลิตในไก่ไข่ 10  
*ศรีสุตา ศิริเหล่าไพศาล, เขวามาลย์ คำเจริญ และ บัณฑิตย์ เต็งเจริญกุล*
- 4 การเสริมสารสกัดหยาบจากขมิ้นชัน (*Curcuma longa* Linn.) ในอาหารไก่กระตังต่อผลการ  
การทดสอบทางประสาทสัมผัสของเนื้อ 17  
*ไชยวรรณ วัฒนจันทร์, สุธา วัฒนสิทธิ์ และ อรุณพร อธิรัตน์*
- 5 ผลของการเสริมกะเพราพร้อมกับบอระเพ็ดต่อประสิทธิภาพการผลิต และต้นทุนค่าอาหาร  
ในการเลี้ยงไก่เนื้อสายพันธุ์ทางการค้า 22  
*ธีระ จันทน์แก้ว และ มณฑิชา พุทชาคำ*
- 6 ผลของการเสริมสมุนไพรผสม เฮอร์บาทีอบ-มิกซ์® และ/หรือมู-พลาส® ในอาหาร ต่อสมรรถนะ  
การผลิต ในลูกสุกรหย่านม 26  
*ศรัณรัชต์ ประทุมทอง, วินัย ใจχαν, เขวามาลย์ คำเจริญ และ สาธร พรตระกูลพิพัฒน์*
- 7 ผลของการเสริมสมุนไพรผสม (เฮอร์บาทีอบ-มิกซ์®) ในอาหารต่อสมรรถนะการผลิต  
ในแม่สุกร และลูกสุกร 31  
*ไพโรจน์ ภักตร์ปรีชา, วินัย ใจχαν, เขวามาลย์ คำเจริญ และ สาธร พรตระกูลพิพัฒน์*
- 8 ความหลากหลายของยีนต้านทานไวรัส (Mx1) ในสุกร 38  
*สันติ ปิ่นทากาศ, คริสตอฟ คอนอร์, รัชนิวรรณ กุมภกาม, เบอ์แทรม บรินิค และ เกคินี เกตุพยัคฆ์*
- 9 สมรรถนะการผลิตของโคพื้นเมืองไทยที่ได้รับหญ้าแห้งหรือฟางข้าวเป็นแหล่งของ  
อาหารหยาบหลัก 43  
*สายันท์ สืบผาง ศุภชัย อุดชาชน, Makoto Otsuka และ กฤตพล สมมาตย์*
- 10 อิทธิพลของการเสริมมันเส้นต่อคุณภาพของข้าวฟ่างต้นแม่และข้าวฟ่างต้นต่อพันธุ์  
IS 23585 หมักร่วมกับถั่วคาวาลเคดแห้ง 48  
*ชัชวาล ยุทธสนอง และ สุรเดช พลแสน*
- 11 ผลของสารสกัดใบมังคุดต่อการผลิตปลานิลเพศผู้ 53  
*สุทธิชัย คำทอง และ วิศิษฐ์ เกตุปัญญาพงศ์*
- 12 ความผันแปรทางพันธุกรรมของกุ้งก้ามกรามโดยเทคนิคไมโครแซทเทลไลต์ 59  
*ธีระ พัฒนจักร, ศิริภาวี เจริญวัฒนศักดิ์, มนต์ชัย ดวงจินดา และ ยุพิน ผาสุข*
- 13 ศักยภาพของการใช้โปรตีนก้อนเพื่อทดแทนอาหารชั้นในโคนม 64  
*จิราพร อดทน, โชค มิเกล็ค และ ณัฐพล จงกลกิจ*

|    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |     |
|----|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 45 | ผลการใช้กาวเครือขาวแห้งบดต่อสมรรถภาพการผลิตของไก่เนื้อสามสายเลือด<br>นฤมล สมคุณา, รติกร รัตนบุ, อำนาจ ปริงประโคน และ เอกสิทธิ์ สมคุณา                                                                                                                                                                            | 256 |
| 46 | การกระตุ้นการเจริญเติบโตของลูกอ๊อดกบนาด้วยกาวเครือขาวและกาวเครือแดง<br>วชิรนนท์ แก้วตาปี, ประธาน วาควิจิตร และ ยุทธนา สมิตะสิริ                                                                                                                                                                                  | 260 |
| 47 | ฮอร์โมนที่เหมาะสมต่อการกระตุ้นพัฒนาการของไข่อ่อนปลาโง่โดยวิธีการฉีด<br>อุไรวรรณ เปี้ยสูงเนิน และ เพ็ญพรรณ ศรีสกุลเดียว                                                                                                                                                                                           | 265 |
| 48 | Wastewater treatment from piggery farm by using Azolla ( <i>Azolla microphylla</i> )<br>Natsima Tohkun, Chuleemas Boonthai Iwai and Mongkon Ta-oun                                                                                                                                                               | 269 |
| 49 | Application of the cropping system model for determining suitable management strategies<br>for maize in Northeast Thailand<br>P. Banterng and G. Hoogenboom                                                                                                                                                      | 274 |
| 50 | Effects of different quality organic residues applied yearly for the long term on dissolved<br>organic matter dynamics in a sandy soil<br>Benjapon Kunlanit and Patma Vityakon                                                                                                                                   | 279 |
| 51 | Soil biological activity and greenhouse gas production in salt-affected areas under tree plantation<br>Aung Naing Oo, Chuleemas Boonthai Iwai, Patcharee Saenjan and Bubpha Topark-ngarm                                                                                                                         | 285 |
| 52 | Environmental impact of understory management in teak tree ( <i>Tectona grandis</i> L.)<br>plantations: A case study from Luang Prabang, Lao PDR<br>Maeght Jean-Luc, Luely Nortourlee, F. Reboul-salze, Emmanuel Bourdon,<br>Oloth Sengtaheuanghoung, Bounsamay Soulileuth, Christian Hartmann and Alain Pierret | 291 |
| 53 | ความเป็นพิษของเอ็นโคซิลแฟน-ซัลเฟตที่ปนเปื้อนในดินต่อการเจริญของพืชเศรษฐกิจ<br>ในระยะต้นกล้า<br>ชนิษฐา สมตระกูล และ สุนันทา ประทุมมา                                                                                                                                                                              | 295 |
| 54 | ผลของการเตรียมดิน การใส่เพอร์ไลต์ และการแกะตาพ่อนพันธุ์ที่มีต่อการเจริญเติบโต<br>ผลผลิต และปริมาณแป้งมันสำปะหลังเมื่อปลูกในดินชุดร่อยเอ็ด<br>สมโภชน์ แก้วระหัน, อนันต์ พลธานี, สัจด์ ปัญญาพฤกษ์ และ อรุณี พรหมคำบุตร                                                                                             | 300 |
| 55 | ผลของการใช้ปุ๋ยพืชสดต่อผลผลิตข้าวอินทรีย์และการปลดปล่อยแก๊สมีเทน<br>ดวงสมร ดุลาทิภัย, พัชรี แสนจันทร์, เกษสุดา เดชภิมล, สัจด์ ปัญญาพฤกษ์<br>และ พัฒนภรณ์ วงษ์ทรงยศ                                                                                                                                               | 305 |
| 56 | ผลของอัตราปุ๋ยซิลิกอนต่อการควบคุมโรคไหม้และผลผลิตข้าวอินทรีย์<br>วนิดา สำราญรัมย์, อนันต์ พลธานี, บุญมี ศรี และ นิภาพร วัฒนกุล                                                                                                                                                                                   | 310 |
| 57 | ผลของไทเดียวรอนต่อการเจริญของต้นอ่อนข้าวโพดในดินต่างที่ปนเปื้อนฟลูออรีน<br>วราภรณ์ ฉุยฉาย, จตุพร ดอนรอดไพร, สายสวาท เม่นสุวรรณ, วณิชชา คงคุ้ม,<br>และ นันทพร ศิลป์สมบูรณ์                                                                                                                                        | 316 |
| 58 | การศึกษาคุณสมบัติทางชีวภาพร่วมกับคุณสมบัติทางเคมีของดินในพื้นที่ดินเค็มภายหลัง<br>มีการปลูกไม้ยืนต้นหลากหลายชนิด 1 ปี<br>ธารัตน์ ดุราษ, ชุติมาศ บุญไทย อีวาย และ บุปผา ไตภาคงาม                                                                                                                                  | 321 |
| 59 | การจัดการกากของเสียอุตสาหกรรมผลิตกรดซัลฟริกที่ใช้กากมันสำปะหลังเป็นวัตถุดิบ<br>โดยใช้ไส้เดือนดิน<br>นันทวุฒิ จำปางาม, ชุติมาศ บุญไทย อีวาย และ มงคล ต๊ะอูน                                                                                                                                                       | 328 |

## Effects of different quality organic residues applied yearly for the long term on dissolved organic matter dynamics in a sandy soil

Benjapon Kunlanit<sup>1</sup> and Patma Vityakon<sup>1\*</sup>

---

**Abstract:** The objectives of this study were to investigate the effects of different quality (chemical composition) organic residues applied yearly for the long term on dissolved organic matter (DOM) dynamics in a sandy soil. This study consisted of five organic residue treatments: 1) no residue addition, 2) rice straw (low quality) which had low N, lignin, and polyphenols but high C/N ratio and cellulose, 3) groundnut stover (high quality) with high N but low lignin, polyphenols, and C/N ratio, 4) dipterocarp leaf litter (low quality) containing low N but high lignin, polyphenols, and C/N ratio, and 5) tamarind (leaf + petiole) litter (medium quality) with medium N, lignin, and polyphenols. The results showed that soil treated with tamarind residue yielded higher dissolved organic carbon (DOC) concentration than other treatments, while soil treated with rice straw had the lowest DOC concentration. For dissolved organic nitrogen (DON) concentration, soil treated with groundnut stover gave higher DON concentration than the other treatments. However, soil treated with rice straw residue which contained high cellulose content had the lowest DOC concentration (at 0-15 cm of soil depth). It was speculated that cellulose led to production of low molecular weight-DOC, which had low affinity for adsorption, and hence, may be leached into subsoil (>15 cm of soil depth). Therefore, future research should focus on identifying DOM forms (i.e., low and high molecular weight-DOM) and their respective contents, retention and movement in soils under different organic residue applications applied in the long term.

**Key words:** dissolved organic matter, chemical composition of organic residues, decomposition

---

## Introduction

Sandy soils of Northeast Thailand have low fertility partly due to low soil organic matter (SOM). To improve soil fertility, an effective solution is organic residue management. The quality or chemical composition (i.e., carbohydrates, cellulose, lignin, and polyphenols) of organic residues is an important factor affecting decomposition rate and the accumulation of SOM. Soil organic matter consists of rapidly-changing (labile), and slowly-changing (stable) pools. The labile pool brings about nutrient release and cycling. Dissolved organic matter is a crucial part of the labile pool of SOM. It significantly contributes to the C and N cycles in terrestrial ecosystems, soil aggregate formation, and pollutant mobilization by chelation process in soils (Kalbitz et al., 2000)

Chemical composition of organic residue determines attributes of DOM. Upon degradation, recalcitrant compounds (i.e., lignin and polyphenols) provide higher quantity of high molecular weight (HMW) ( $> 10,000$  Da) than low molecular weight (LMW) ( $< 10,000$  Da)-DOM. Meanwhile, the degrading labile compounds (i.e., cellulose, sugars, and amino acids) yield higher quantity of LMW-DOM than HMW-DOM. In general, HMW-DOM has higher affinity to be adsorbed to soil solid phase than LMW-DOM. Puttaso et al. (2010) investigated SOC accumulation resulted from incorporation of different quality organic residues (e.g., groundnut stover, rice straw, tamarind, and dipterocarp). The highest soil organic carbon (SOC) accumulation was found in groundnut (added C of  $3.88 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ), while the lowest SOC accumulation was found in rice straw (added C of  $3.67 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ). Meanwhile,  $\text{CO}_2\text{-C}$

loss was highest in the groundnut treatment (91% of initial C added) followed by rice straw (71% of initial C added) (Puttaso, 2010). They hypothesized that most C from rice straw (high cellulose) may have been lost by leaching process in the form of low molecular weight-DOM; in particular, at the initial stage of the decomposition occurring during high soil moisture and high rainfall conditions. So far, few studies have focused on the effects of organic residues quality on *in situ* DOM dynamics in tropical sandy soils. Therefore, the aim of this study was to investigate the effects of different quality organic residues applied yearly for the long term on DOM dynamics in a sandy soil.

## Materials and Methods

Soil samples were collected (0-15 cm depth) from a long term SOM field experiment in Khon Kaen province, Northeast Thailand. Treatments consisted of five treatments: 1) no residue addition, 2) rice straw (low quality) with low N, lignin, and polyphenols but high C/N ratio and cellulose, 3) groundnut stover (high quality) with high N but low lignin, polyphenols, and C/N ratio, 4) dipterocarp leaf litter (low quality) containing low N but high lignin, polyphenols, and C/N ratio, and 5) tamarind (leaf + petiole) litter (medium quality) with medium N, lignin, and polyphenols. The contents of these compounds chemical composition of the residues varied to some extent in residues used from year to year. Those of year 10 and 13 are shown in Table 1. The residues were incorporated into the soil at approximately 15 cm depth at the rate of  $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . Soil samples from each treatment in year 2, 3, 4, 5, 6, 10, and 13 at week 0, 1, 2, 4, 8, 16, 26, and 52

were extracted by  $K_2SO_4$  for DOC and and KCl for DON. Dissolved organic carbon in the extract was determined by  $K_2Cr_2O_7$  oxidation and DON was determined by the ninhydrin-reactive N method (Amato and Ladd, 1988).

Analysis of variance pertaining to a randomized complete block design (RCBD) and related statistical analysis were performed employing Statistics 8.0 (Analytical Software, 2003). Means comparisons of different treatments were done by least significant difference (LSD) and standard error of the difference (SED).

## Results and Discussion

### Dissolved organic carbon

Concentrations of DOC were higher in soils amended with residues than the control (no residue addition) (**Figure 1a, b**). For year 10, the highest DOC concentrations were found in tamarind treatment throughout the decomposition period. DOC concentrations under all residue treatments peaked at week 8, at which tamarind had the highest DOC concentrations followed by groundnut, rice straw, and dipterocarp (**Figure 1a**). For year 13 at week 1 and 8, tamarind and groundnut treatments had higher DOC concentrations than rice straw and dipterocarp treatments, respectively. Thereafter, the DOC concentrations decreased in all treatments until week 16 in both years. After week 16 of both years, DOC concentrations slightly increased in all treatments. Among the treatments receiving residues, rice straw had the lowest DOC concentrations at week 52 (**Figure 1b**).

At the end of decomposition period (52 weeks) DOC concentrations were higher under

tamarind than the other treatments at year 2, 5 and 13 (**Figure 2a**). The highest DOC concentrations under tamarind may have been due to the highest SOC accumulation in stable form (humic substances) which may have been a major source of high molecular weight-DOC. High molecular weight-DOC had high affinity for adsorption on soil colloid; therefore, soil treated with tamarind residue produced high DOC concentrations in topsoil. Meanwhile, rice straw treatment showed trend of lower DOC concentrations in topsoil than the other treatments receiving residues. This was likely due to the fact that the degrading rice straw produced high concentrations of low molecular weight-DOC with low affinity for adsorption on soil colloids and therefore, may have been leached into subsoil of soil profile.

### Dissolved organic nitrogen

Concentrations of DON in year 10 were higher in soils amended with residues than the control (no residue addition) (**Figure 3a**). DON concentrations under groundnut residue treatment peaked at week 2. Second peaks of DON concentrations were found at week 16 under all residues; however, these peaks were than the first peak at week 2 under soil treated with groundnut residue. Thereafter, the DON concentrations decreased in all treatments until week 52. During the early phase of decomposition, groundnut had highest DON among all residue treatments although it was significant only at week 4. Groundnut also had the highest DON concentrations among all residue treatments in year 13 although they were significant in week 2 and 26 (**Figure 3b**).

At the end of decomposition period (52 weeks) of year 2 and 13, DON concentrations under groundnut treatment were higher than the other

treatments (**Figure 2b**). The general higher DON concentrations under groundnut treatment than the other treatments were likely due to its highest nitrogen content and highest indigenous SON (Puttaso et al., 2010) which led to high soil DON concentrations.

### Conclusions

Soil treated with tamarind yielded higher DOC concentrations than the other residue treatments because tamarind treatment produced high indigenous SOC, which was a major source of DOC. The DOC under tamarind is thought to have high molecular weight. However, the soil treated with high-cellulose rice straw produced low DOC concentration (at 0-15 cm of soil depth). This was because cellulose composition of rice straw led to production of low molecular weight-DOC, which had low affinity to adsorption, and hence may have been leached out to subsoil (>15 cm of soil depth) of soil profile. For DON concentration, soil treated with groundnut stover produced higher DON concentrations than the other residue treatments. This was because the highest nitrogen content in groundnut stover and the highest indigenous SON among all residue treatments may have resulted in high concentrations of both low and high molecular weight DON concentrations. Therefore, future research should focus on identifying DOM forms (i.e., low and high molecular weight-DOM) and their respective contents, retention and movement in soils under different organic residue applications applied in the long term.

### Acknowledgments

The research reported here was funded by the Royal Golden Jubilee Ph.D. Program under the Thailand Research Fund (TRF), research grants of the government of Thailand to Khon Kaen University and TRF Targeted Research Program (sustainable agriculture) FY 2008.

### References

- 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.
- Analytical Software. 2003. Statistix 8: User's Manual. Analytical Software, Tallahassee.
- Kalbitz, K., S. Solinger, J.-H. Park, B. Michalzik, and E. Matzner. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci.* 165 : 277-304.
- Puttaso, A. 2010. Changes in Soil Quality under Long Term Application of Different Quality Organic Residues in a Sandy Soil. Ph.D. Dissertation Graduate School, Khon Kaen University, Thailand.
- Puttaso, A., P. Vityakon, P. Saenjan, V. Trelo-ges, and G. Cadisch. 2010. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. *Nutr Cycl Agroecosyst.* DOI: 10.1007/s10705-010-9385-1.
- Samahadthai, P., P. Vityakon, and P. Saenjan. 2010. Effects of different plant quality residues on soil carbon accumulation and aggregate formation in a tropical sandy soil in Northeast Thailand as revealed by a 10-year

field experiment. Land Degrad. Develop.  
21:463-473.

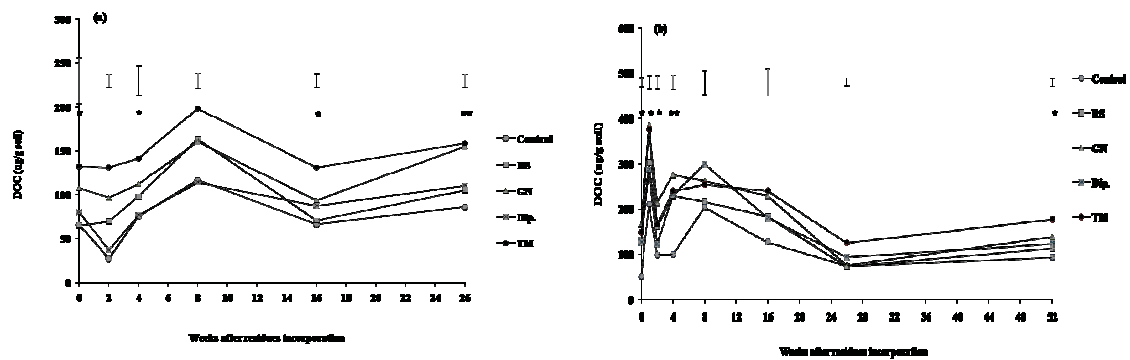
**Table 1** Chemical composition of organic residues in year 10 and 13

| Residues         | C (g kg <sup>-1</sup> ) |     | N (g kg <sup>-1</sup> ) |      | C/N ratio |      | <sup>a</sup> L (g kg <sup>-1</sup> ) |       | <sup>b</sup> Pp (g kg <sup>-1</sup> ) |      | Cellulose (g kg <sup>-1</sup> ) |     |
|------------------|-------------------------|-----|-------------------------|------|-----------|------|--------------------------------------|-------|---------------------------------------|------|---------------------------------|-----|
|                  | Years                   |     | Years                   |      | Years     |      | Years                                |       | Years                                 |      | Years                           |     |
|                  | 10                      | 13  | 10                      | 13   | 10        | 13   | 10                                   | 13    | 10                                    | 13   | 10                              | 13  |
| Rice straw       | 390                     | 367 | 5.6                     | 4.7  | 69.6      | 78.4 | 19.4                                 | 28.7  | 8.0                                   | 6.5  | 474                             | 507 |
| Groundnut stover | 415                     | 388 | 22.3                    | 22.8 | 18.6      | 17.1 | 39.1                                 | 67.6  | 12.5                                  | 12.9 | 372                             | 178 |
| Dipterocarp      | 450                     | 453 | 6.2                     | 5.7  | 72.6      | 79.5 | 255.8                                | 175.5 | 94.4                                  | 64.9 | 325                             | 306 |
| Tamarind         | 439                     | 427 | 10.0                    | 13.6 | 43.9      | 31.5 | 198.0                                | 87.7  | 50.0                                  | 31.5 | 356                             | 143 |

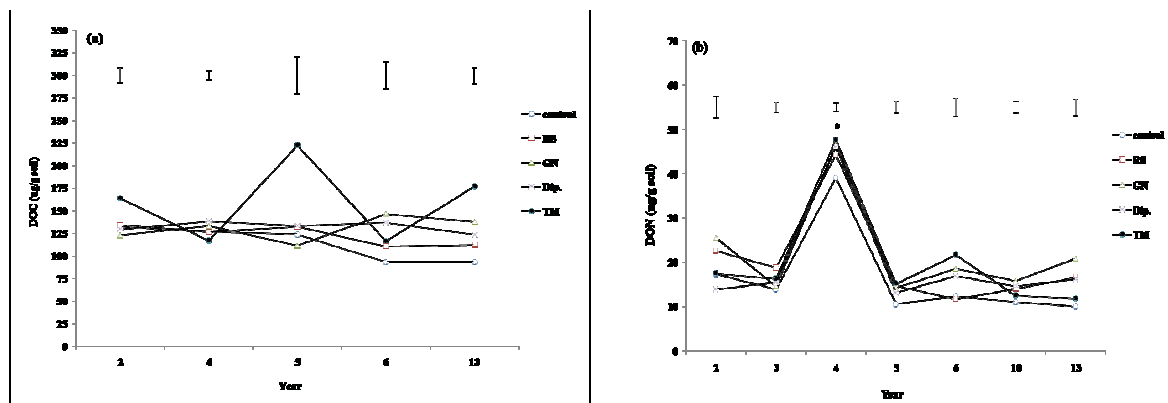
<sup>a</sup> L, lignin

<sup>b</sup> Pp, Total extractable polyphenols

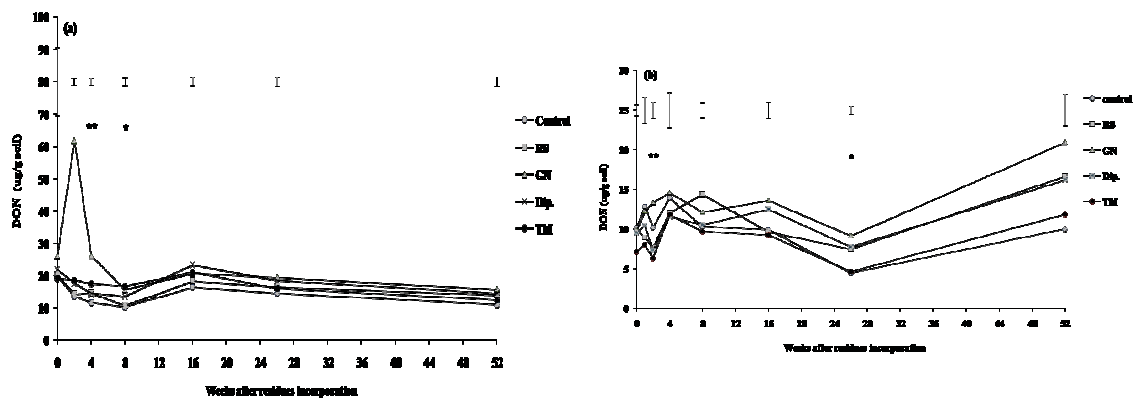
**Sources:** Samahadthai et al. (2010) and Puttaso et al. (2010)



**Figure 1** Changes in DOC concentrations at different periods after incorporation of organic residues into the soil (a) year 10 and (b) year 13. Vertical bars represent SED. \*, \*\* significantly different at  $P < 0.05$ , 0.001, respectively



**Figure 2** Changes in DOC concentrations at week 52 after residue incorporation of year 2, 4, 5, 6, and 13 (a) and changes in DON concentrations at week 52 after residue incorporation of year 2, 4, 5, 6, and 13 (b) as affected by different quality organic residues incorporated into the soil. Vertical bars represent SED. \* significantly different at  $P < 0.05$



**Figure 3** Changes in DON concentrations at different periods after incorporation of organic residues into the soil (a) year 10 and (b) year 13. Vertical bars represent SED. \*, \*\* significantly different at  $P < 0.05$ , 0.001, respectively.



กรมส่งเสริมการค้าระหว่างประเทศ กระทรวงพาณิชย์



การวางผังเมืองตามแนวลำน้ำจะช่วยให้สะดวกขึ้นสำหรับเมืองหลวงใหม่  
โดยทั่วไปแล้ว การวางผังเมืองตามแนวลำน้ำจะช่วยให้เมืองใหม่มีความสะดวก

## คำนำ

## กำหนดการประชุมวิชาการ

ก

## บทความวิจัยนำเสนอแบบบรรยาย

|                                                                                            |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| สมรรถภาพการผลิตของไก่ลูกผสมพื้นเมืองประดู่หางดำ เหลืองหางขาว แดง และ ซี                    | 1  |
| <i>ภูรี วีระสมิทธิ์, อำนวย เลี้ยวธารากุล และ ศิริพันธ์ โมราภ</i>                           |    |
| การจำแนกความสัมพันธ์ทางพันธุกรรมของ Functional Genes ในไก่ป่าสีแดง, ไก่พื้นเมืองไทย และไก่ | 5  |
| ทางการค้า                                                                                  |    |
| <i>ปรัชญาพร เอกบุตร และ มนต์ชัย ดวงจินดา</i>                                               |    |
| น้ำหนักตัวและขนาดความยาวส่วนต่างๆ ของร่างกายของแพะพื้นเมืองและลูกผสม (พื้นเมือง x แอง      | 10 |
| โกลนุเบียน) ของศูนย์วิจัยและพัฒนาสัตว์เคี้ยวเอื้องขนาดเล็ก คณะทรัพยากรธรรมชาติ             |    |
| มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์                                                                   |    |
| <i>เฉลิมศักดิ์ อังกุลเสถียร, นรินทร์ นิลวรรณ, เอกราช ยัมละมัย, ประมินทร์ ฤทธิเดช</i>       |    |
| และ ไชยวรรณ วัฒนจันทร์                                                                     |    |
| การศึกษาเครื่องหมายพันธุกรรมที่สัมพันธ์กับลักษณะการเจริญเติบโตในโคพื้นเมืองไทยและบราห์มัน  | 14 |
| <i>ทองสา บัวสุข, มนต์ชัย ดวงจินดา, ยุพิน ผาสุข, วิชัย ทิพย์วงศ์ และ สมพร โชคเจริญ</i>      |    |
| การศึกษา single nucleotide polymorphism ของยีนไทโรไกลูโคไลนในโคเนื้อลูกผสม                 | 18 |
| <i>บัณฑิต วงศ์พรหม, วาณี ชัยวัฒนสิน และอมรรรัตน์ โมฬี</i>                                  |    |
| การประมาณค่าพารามิเตอร์และสหสัมพันธ์ทางพันธุกรรมของลักษณะทางการสืบพันธุ์ในสุกร             | 22 |
| <i>ศรัณญา ศิริปัญญา, มนต์ชัย ดวงจินดา, และสุกร กตเวทิน</i>                                 |    |
| Genetic diversity comparison of Thai indigenous chicken with commercial lines using 20     | 26 |
| microsatellite markers                                                                     |    |
| <i>Nedup Dorji, Monchai Daungjinda and Yupin Phasuk</i>                                    |    |
| การเสริมสารสี Lali Red ในอาหารต่อสมรรถนะการผลิตของไก่ไข่และคุณภาพไข่                       | 31 |
| <i>ธนพัฒน์ สุระนรากุล</i>                                                                  |    |
| การใช้กากถั่วเขียวเป็นแหล่งโปรตีนทดแทนกากถั่วเหลืองในอาหารไก่กระตู่ต่อประสิทธิภาพการผลิต   | 35 |
| <i>พิชญ์ ศรีบุญยงค์, นฤมล เลิศศิริสวัสดิ์, นิตติยา ศรีบุรพา, เบญจมาศ แม่นเดช</i>           |    |
| ผลของการเสริมไบฟริงและเปลือกมังคุดผงในสูตรอาหารต่อสมรรถนะการเจริญเติบโต                    | 39 |
| และคุณภาพซากในไก่เนื้อ                                                                     |    |
| <i>กัญญาภัค อุดรินทร์, ภาวดี รักดี, เขวามาตย์ คำเจริญ และ บัณฑิตย์ เต็งเจริญกุล</i>        |    |

|                                                                                                                                               |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| ผลของสมุนไพรพื้นบ้านไทยต่อปริมาณสารพิษอินทรีย์ทั้งหมดและความสามารถในการต้านอนุมูลอิสระ                                                        | 338 |
| <i>สุวรรณี แสงทวีสุข, นิตินันท์ บริบาล, ณัฐพงศ์ มาแสง และ สุทธิพงษ์ ผาเพชร</i>                                                                |     |
| การใช้สมุนไพรเพื่อเร่งการเจริญเติบโตของปลานิล                                                                                                 | 342 |
| <i>วชิรนนท์ แก้วตาปี และ ประธาน วาควิจิตร</i>                                                                                                 |     |
| การใช้ใบจามจุรีเป็นแหล่งโปรตีนทดแทนในอาหารปลาตะเพียนขาว ( <i>Barbonymus gonionotus</i> )                                                      | 345 |
| <i>นิรุทธิ์ สุขเกษม, คุณนิธิ ลีลารักษ์, อนุชา ภิญโญ และวิศรุต หอมรสกล้า</i>                                                                   |     |
| การเพาะเลี้ยงแมลงหางหนีบสีน้ำตาลและแตนเบียนไข่ และการนำไปใช้ประโยชน์                                                                          | 349 |
| <i>ทัศนีย์ แจ่มจรรยา นุชริย์ ศิริ และ จันทร์เพ็ญ ชาคเม็ก</i>                                                                                  |     |
| สัณฐานวิทยาของแมลงหีขาว 2 ชนิดและแตนเบียน <i>Encarsia sophia</i>                                                                              | 353 |
| <i>ยุวธิดา ศรีพลแทน และ นุชริย์ ศิริ</i>                                                                                                      |     |
| Growth and downy mildew resistance of grapevine hybrids                                                                                       | 357 |
| <i>Thongchai Prajongjai, Sopone Wongkaew, Yuvadee Manakasem, Bruce I. Reisch and Piyada Tantasawat</i>                                        |     |
| การผลิตเชื้อเห็ดนางรมแบบง่าย                                                                                                                  | 361 |
| <i>ธัญญา ทะพังค์แก</i>                                                                                                                        |     |
| การประเมินคุณภาพของดินสำหรับการผลิตกาแฟในอำเภอปากช่อง จังหวัดจำปาสัก ประเทศสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว                                     | 365 |
| <i>คำ นิลาวงศ์, วิทยา ศรีโกละ และ อนันต์ พลธานี</i>                                                                                           |     |
| การพัฒนาสูตรสารปรับปรุงคุณภาพดินร่วมกับเบนโทไนท์ที่เหมาะสมต่อความสามารถการอุ้มน้ำ                                                             | 370 |
| <i>สมโภชน์ แก้วระหัน, ธนพงศ์ คุลา และ มงคล ต๊ะอุ่น</i>                                                                                        |     |
| Influences of land uses on soil organic carbon sequestration in sandy soils of Northeast Thailand: Implications for global warming mitigation | 374 |
| <i>Somchai Butnan and Patma Vityakon</i>                                                                                                      |     |
| ธาตุอาหารและมูลโคที่ไม่ผ่านการหมักที่มีผลกระทบต่อเจริญเติบโตของพืชปลูก                                                                        | 379 |
| <i>พัชรี ชีร์จินดาขจร, มงคล ต๊ะอุ่น และ กฤตพล สมมาดย์</i>                                                                                     |     |
| การผลิตปุ๋ยอินทรีย์อัดเม็ดจากวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตร                                                                                         | 383 |
| <i>รัชนิพร สุทธิภาศิลป์</i>                                                                                                                   |     |
| การใช้ปุ๋ยอินทรีย์เพื่อปลูกพืชในระบบไฮโดรโปนิคส์                                                                                              | 387 |
| <i>สมัย สังข์ทองงาม, คณัย วรรณวนิช และ จันทร์เพ็ญ ชัยมงคล</i>                                                                                 |     |

## สารบัญ

หน้า

|                                                                                                                                            |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| การสลายตัวของซากพืช อินทรีย์วัตถุในดินและคุณสมบัติบางประการของดินทรายที่ได้รับผลจากการใส่ซากพืชคุณภาพต่างกัน                               | 391 |
| <u>อรรถพร พุทธิโส, ปัทมา วิทยากร, วิทยา ศรีโลเทศ, พชร แสนจันทร์ และ Georg Cadisch</u>                                                      |     |
| กิจกรรมของเอนไซม์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างคุณภาพที่ใส่ในดินทรายเป็นระยะเวลา 14 ปี                                                 | 398 |
| <u>ภาณุเดช กมลมานิตย์, ปัทมา วิทยากร, ชุติมาศ บุญไทย อวิชัย, วรณวิภา แก้วประดิษฐ์ และ Georg Cadisch</u>                                    |     |
| การพัฒนาสูตรวัสดุปรับปรุงดินที่ได้รับสิ่งเหลือทิ้งจากอุตสาหกรรมผลิตกระดาษต่อการเจริญเติบโตของข้าวโพด                                       | 403 |
| <u>มงคล ตะอูน, ชุติมาศ บุญไทย อวิชัย และ พชร วีระจินดาจกร</u>                                                                              |     |
| อิทธิพลของปุ๋ยอินทรีย์และปุ๋ยเคมีต่อการเจริญเติบโต ผลผลิตและองค์ประกอบผลผลิตข้าวพันธุ์ขาวดอกมะลิ 105                                       | 407 |
| <u>อัญชมา สารแสน และ สุวัฒน์ ชีระพงษ์ธนกร</u>                                                                                              |     |
| ผลของการไถพรวน การใส่ปุ๋ยและการคลุมดินต่อการเจริญเติบโต ผลผลิตและปริมาณแป้งของมันสำปะหลัง                                                  | 411 |
| <u>วิทยา ศรีโลเทศ, ฉกรรภ์ ประจักษ์กาญจนา, อนันต์ พลธานี, Makoto Yamashita, Ai Kawamura และ Shinichi Suzuki</u>                             |     |
| อิทธิพลของปุ๋ย ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม และมูลโค ที่มีต่อการเจริญเติบโต ผลผลิต และการดูคใช้ธาตุอาหารของมันสำปะหลังที่ปลูกในดินหุดยโสธร | 416 |
| <u>กฤษฎาพร สิ้นชัย, อนันต์ พลธานี และ เรืองศักดิ์ กตเวทิน</u>                                                                              |     |
| ผลของวิตามินและ paclobutrazol ต่อการเจริญเติบโตของต้นกล้าสิ่งโตปากนกแก้วในสภาพปลอดเชื้อ                                                    | 421 |
| <u>โสภา ขูเฟ็ง</u>                                                                                                                         |     |
| ความเป็นพิษของลินเดนและเอนโดซัลเฟนที่ตกค้างในดินต่อการเจริญระยะต้นกล้าของถั่วฝักยาว และผักกวางตุ้ง                                         | 425 |
| <u>วราภรณ์ นุชฉาย, เจริญพงษ์ ชมภูษ, สุชาติ สระทองหน และ ปัทมาพร รูปปัทม์</u>                                                               |     |
| ผลของการใช้น้ำหมักชีวภาพจากเศษวัสดุอินทรีย์ต่อการเจริญเติบโตของมะเขือเทศพันธุ์ลูกผสม                                                       | 429 |
| <u>อัศม์ อัจฉริยมนตรี</u>                                                                                                                  |     |
| คลัสเตอร์พริกหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี                                                                                                    | 433 |
| <u>นรินทร์ บุญพรหมณ์, สุวัฒน์ ชีระพงษ์ธนกร, เฉลียว บุญมั่น และ จินดาภรณ์ แสงกาญจนวนิช</u>                                                  |     |
| การศึกษาความหลากหลายชนิดของพรรณไม้และการใช้ประโยชน์ในเขตป่าจำปาสรีนทร จังหวัดลพบุรี                                                        | 437 |
| <u>สิทธิ ภูกลางทอง, คมสัน หงษ์ทรี และ สาวิกา กัลปพฤกษ์</u>                                                                                 |     |

## Influences of land uses on soil organic carbon sequestration in sandy soils of Northeast Thailand: Implications for global warming mitigation

Somchai Butnan<sup>1</sup>, Patma Vityakon<sup>1\*</sup> and Banyong Toomsan<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Land Resources and Environment Section, Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002, Thailand.

<sup>2</sup>Agronomy Section, Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002, Thailand.

\*Corresponding author: patma@kku.ac.th

### Abstract

Soil is the largest terrestrial carbon (C) pool in the biosphere. It stores 2-3 times more C than the vegetation. Study of soil C sequestration should reflect accurately its potential for this purpose which may vary with land uses and soil depths. The objectives of this study were to quantifying SOC contents under different land uses and at different soil depths in soil profiles. The study was conducted in a mini-watershed agro ecosystem situated in a typical undulating terrain of Northeast Thailand. The mini-watershed had different land uses: forest, upland crop cultivation, and paddy fields. Four soil profiles were characterized under these land uses down to 1 m depth. SOC content of top soils was highest in forest (4.78 g kg<sup>-1</sup>) followed by paddy field (2.72 g kg<sup>-1</sup>) and lowest in an upland cultivated land use (0.70 g kg<sup>-1</sup>). In general, SOC decreased with depth but increased at the deepest layer. The SOC accumulation in the deepest layer corresponded to changes in soil texture to finer one (sandy clay loam) in these sandy soils. Assessing soil C sequestration in sandy soils of the undulating terrain should be done in soil profiles beyond top soils to include sub soils down to at least 1 m.

**Key words:** soil organic carbon, land uses, soil depths

### Introduction

Soil is the largest terrestrial carbon pool in the biosphere. It stores 1500-2000 PgC [1 Pg (petagram) = 10<sup>15</sup> g = 10<sup>9</sup> tonnes] in a top meter which is 2-3 times more than those in the vegetation (Houghton, 2007). Changes of soil system and its environment lead to alteration of soil organic carbon (SOC) content which is related to atmospheric C concentration. Land use is a factor influencing SOC content (Tangtrakarnpong and Vityakon, 2002). A mini-watershed is a dominant agroecosystem in typical undulating topography of Northeast Thailand (KKU-Ford Cropping Systems Project, 1982). It contains different land uses as determined by the terrain; e.g., forest, cassava, sugarcane, and eucalyptus in the upper lying lands, and rice paddies in the lower lands. Usually, studies of SOC are conducted in the top soils (0 to 15-30 cm depths). However, research on soil C sequestration should be performed on greater soil depths than the top soils as the deeper layer soils have potential to sequester more C. Assessing the potential will bring about more accurate values of soil C sequestration. We hypothesize that different land uses lead to different SOC contents which, in turn, vary with soil depths.

Therefore, objectives of this study were to i) quantifying SOC contents under different land uses and ii) at different soil depths in soil profiles.

### Materials and Methods

#### *Study site*

The study site is located in a mini-watershed agroecosystem of Khum Muang village, Khao Suan Kwang district, Khon Kaen province (16°48'-16°49' N and 102°52'-102°53' E). The slope in north-south direction is on the average 2.8%. The altitude ranges from 190-208 m above sea level (Tangtrakarnpong and Vityakon, 2002). Land uses consisted of forest in uppermost areas and cultivated lands in middle and lower upper areas for rubber (*Hevea brasiliensis*) and paddy rice (*Oryza sativa*) in lower lying areas. The forest stand is dry dipterocarp type dominated by *Dipterocarp* trees, e.g., Pluang (*Dipterocarpus tuberculatus*), Teng (*Shorea obtusa*), Ma-kok luam (*Canarium kerrii*), and some grasses such as Yaa Peg (*Arundinaria pusillia*).

#### *Soil profile description and soil sampling*

Geographic Positioning System (GPS) was used to determine positions of soil profiles to be characterized. The mini-watershed was divided along its slope into 3 sections, upper slope (forest), middle upper slope (rubber), and lower slope (paddy). Four soil profiles; i.e., forest, upland I, upland II, and paddy field, were characterized. Soil color was determined by using Munsell's color chart, while soil texture by feel method (Brady, 1990). Percent root was estimated by visual method. Soils were sampled for laboratory analyses including pH and SOC.

#### *Laboratory analysis*

Air dry soil samples were sieved through a 1-mm mesh sieve for SOC and a 2-mm mesh sieve for pH analysis. SOC was analyzed by wet digestion employing Walkley and Black method, while pH was analyzed by a pH meter (soil:H<sub>2</sub>O = 1:2.5) (Anderson and Ingram, 1993).

### **Results**

Forest soil texture was finer than those of upland I, upland II, and paddy field soils (Table 1). In each position, top soils were coarser textured than sub soils. At greater depths beyond the range of 60-95 cm; however, the soil became more clayey (sandy clay loam).

Soil organic carbon content of top soils were highest in forest soils (4.78 g kg<sup>-1</sup>) and lowest in upland I (0.70 g kg<sup>-1</sup>) while upland II and paddy field soils were intermediate at 1.07 and 2.72 g kg<sup>-1</sup>, respectively. Forest soil, SOC content was highest in 0-15 cm depth (4.78 g kg<sup>-1</sup>). It decreased at 15-40, 40-60 cm to 0.75, and 0.46 g kg<sup>-1</sup>, respectively and show some accumulation at 60-100 cm (1.24 g kg<sup>-1</sup>) (Figure 1). SOC content of Upland I soil decreased with depth to 85 cm beyond which it shows some accumulation (0.32 g kg<sup>-1</sup>). SOC contents of Upland II soil also decreased with depth, i.e. 1.07, and 0.15 g kg<sup>-1</sup>, at 0-30 and 30-95 cm, respectively. Beyond 95 cm depth, it showed some slight increase (0.24 g kg<sup>-1</sup>). Paddy field soil also showed similar trend of SOC precipitous decreases with depth down to 85 cm beyond which it slightly increased (Table 1).

### **Discussion**

Forest has higher SOC content than the other land uses because it had higher input of organic materials and it was less disturbed than cultivated land. Lowland paddy rice had higher SOC content than upland I and II because it received eroded organic materials from higher slope (Tangtrakarnpong and Vityakon, 2002).

In a soil profile, SOC contents tended to decrease with depth. Top soils have highest SOC contents because they received direct input of organic materials; for instance, plant residues and dead roots and their exudates. However, SOC content increased at greater depth due to the finer soil texture (Parton et al., 1987). At the lowest soil layers, the soils became more clayey than upper horizons, i.e. the texture turned sandy clay loam in the deepest horizons compared with sandy loam and loamy sand in the upper horizons (Table 1).

Charcoal carbon is a recalcitrant form included in the SOC reported. It is sequestered in a soil for a long period of time. Glaser et al. (2001) stated that charcoal carbon can be sequestered in a humid tropical soil for more than a millennium. In this mini-watershed, forest wild fire and conscious burning of cultivated land take place every year. Consequently, charcoal is produced and stored in these soils. It is a stable form of organic carbon which store C and contributes to reducing atmospheric C and, hence, global warming.

### Conclusions and Suggestion

Forest soil had higher SOC content than cultivated soil. Among the cultivated soils, lowland paddy field had higher SOC than those of upper slopes. Top soils had higher SOC contents than sub soils; however, SOC accumulated in the lowest soil depths due to changes to finer soil texture in these deep horizons. For the purpose of assessing soil C sequestration in sandy soils of the undulating terrain of the Northeast, this study showed that SOC should be determined in soil profiles beyond top soils to include sub soils down to at least 1 m.

Future work is to isolate charcoal in these soils for charcoal C quantification in these soils under different land uses and soil depths.

### Acknowledgement

The research reported herein was funded by the Royal Golden Jubilee Ph.D. Program of the Thailand Research Fund (TRF) and grants from TRF Targeted Research Program on sustainable agriculture FY 2008 and Government research grant FY 2009 administered by the National Research Council of Thailand (NRCT).

### References

- Anderson, J. M., and J. S. I. Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. 2<sup>nd</sup> (edition). CAB International. Wallingford.
- Brady, N. C. 1990. The nature and properties of soils. 10<sup>th</sup> (edition). Macmillan Publishing Company. New York.
- Glaser, B., L. H. G. Guggenberger, and W. Zech. 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics *Naturwissenschaften*. 88: 37–41.
- Houghton, R. A. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 35: 313-347.
- KKU-Ford Cropping Systems Project. 1982. An agroecosystem analysis of Northeast Thailand. Faculty of Agriculture, Khon Kaen University. Khon Kaen, Thailand.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole, and D. S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51(5): 1173-1179.
- Tangtrakarnpong, S., and P. Vityakon. 2002. Land use and soil organic matter in Northeast Thailand: microbial biomass, humic acid, and mineral N. Transactions of the 17<sup>th</sup> World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand. CD-ROM.

**Table 1.** Characteristics of soil profiles of a mini-watershed agroecosystem in Khao Suan Kwang district, Khon Kaen province

| Depth<br>(cm)    | Color                                  | Texture         | %Root | pH  | SOC<br>(g kg <sup>-1</sup> ) |
|------------------|----------------------------------------|-----------------|-------|-----|------------------------------|
| <b>Forest</b>    |                                        |                 |       |     |                              |
| 0-15             | 7.5 YR 4/3-5/4                         | Sandy loam      | 60-70 | 6.7 | 4.78                         |
| 15-40            | 7.5 YR 5/3-5/4                         | Sandy loam      | 20    | 6.6 | 0.75                         |
| 40-60            | 7.5 YR 5/3-5/4                         | Sandy loam      | 20    | 6.4 | 0.46                         |
| 60-100           | 7.5 YR 6/6-6/8                         | Sandy clay loam | 15    | 6.4 | 1.24                         |
| <b>Upland I</b>  |                                        |                 |       |     |                              |
| 0-20             | 7.5 YR 5/3-5/4                         | Loamy sand      | <10   | 5.8 | 0.70                         |
| 20-70            | 7.5 YR 7/3                             | Loamy sand      | 0     | 6.4 | 0.10                         |
| 70-85            | 7.5 YR 5/6, 6/6, 6/8                   | Sandy loam      | 0     | 5.9 | 0.05                         |
| 85-100           | 7.5 YR 6/3                             | Sandy clay loam | 0     | 5.5 | 0.32                         |
| <b>Upland II</b> |                                        |                 |       |     |                              |
| 0-30             | 7.5 YR 4/3-5/4                         | Loamy sand      | <5    | 5.6 | 1.07                         |
| 30-95            | 7.5 YR 5/3                             | Sandy loam      | 0     | 5.7 | 0.15                         |
| 95+              | 7.5 YR 6/4, 7/3                        | Sandy clay loam | 0     | 5.8 | 0.24                         |
| <b>Lowland</b>   |                                        |                 |       |     |                              |
| 0-20             | 10 YR 5/3-5/4<br>7.5 YR 5.8 (mottle)   | Sandy loam      | 0     | 4.7 | 2.72                         |
| 20-45            | 10.5 YR 5/2-3<br>10.5 YR 5/8 (mottle)  | Sandy loam      | 0     | 5.1 | 1.48                         |
| 45-85            | 7.5 YR 7/3-4                           | Sandy loam      | 0     | 5.9 | 0.15                         |
| 85-100           | 7.5 YR 5/6, 7/2<br>7.5 YR 5/8 (mottle) | Sandy clay loam | 0     | 5.9 | 0.39                         |

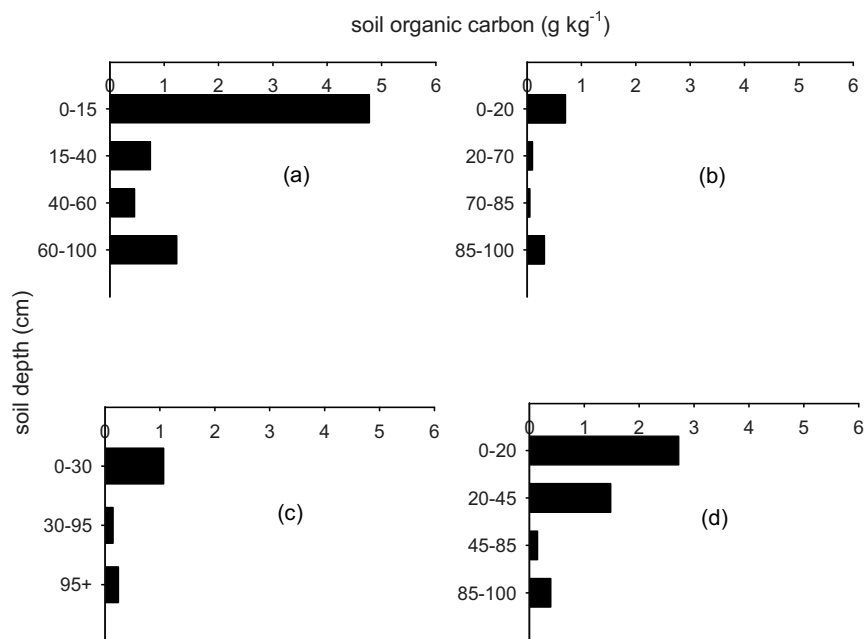


Figure 1 Mean SOC content of forest (a); upland I (b); upland II (c); and lowland (d) in different soil depths at Khum Muang village, Khao Suan Kwang district, Khon Kaen province

## การสลายตัวของซากพืช อินทรีย์วัตถุในดินและคุณสมบัติบางประการของดินทรายที่ได้รับผลจากการใส่ซากพืชคุณภาพต่างกัน

Residue decomposition, soil organic matter and some properties of sandy soil as affected by application of different residue quality

อรณพ พุทธโส<sup>1\*</sup>, ปัทมา วิทยากร<sup>1</sup>, วิทยา ตรีโลเกศ<sup>1</sup>, พิชรี แสนจันทร์<sup>1</sup>, Georg Cadisch<sup>2</sup>

Aunnop Puttas<sup>1\*</sup>, Patma Vityakon<sup>2</sup>, Vidhaya Trelo-ges<sup>2</sup>, Patcharee Saenjan<sup>2</sup>, Georg Cadisch<sup>3</sup>

<sup>1</sup> ภาควิชาพืชศาสตร์และทรัพยากรการเกษตร คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น

<sup>1</sup> Department of Plant Sciences and Agricultural resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University

<sup>2</sup> Institute of Plant Production and Agroecology in the Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany.

\*Corresponding author: makley\_a@hotmail.com

**Abstract:** Long term addition of residue has been found to favor soil organic matter (SOM) accumulation in degraded sandy soils in the tropics. Little information is SOM and its related to some soil properties as affected by long-term application of different quality residue. The objective of this study was to investigate residue decomposition, organic carbon, and properties of sandy soil as affected by residue quality (chemical composition). Mass loss was fastest in groundnut stover (high N), followed by rice straw (high cellulose), tamarind and slowest in dipterocarp (high lignin and polyphenols) following a double exponential pattern. The weight remaining of residues was negatively correlated with residue N. Soil organic carbon was highest in tamarind litter (8.41 Mg ha<sup>-1</sup>) treatment, while the lowest was found in rice straw (5.54 Mg ha<sup>-1</sup>) treatment. Application of residues increased mean weight diameter (MWD). In addition, the effective cation exchange capacity (ECEC) was 2-5 times higher under the residue treatments than the control. The ECEC was highest under the tamarind (intermediate quality) but lowest under the rice straw. The soil organic carbon was positively correlated with MWD, infiltration rate and ECEC. This study suggests that long-term application of residue quality especially those with intermediate contents of N, lignin and polyphenols led to increase soil organic carbon accumulation and improve physical and chemical properties of tropical sandy soils.

**Key words:** residue decomposition, soil organic matter, residue quality, soil property, sandy soil

### Introduction

Sandy soils of Northeast Thailand are highly weathered and intrinsically low fertility. This coupled with land use and improper land management and conservation have brought about soil degradation (Tangtrakarnpong and Vityakon, 2002). The declining soil organic matter (SOM) levels generally lead to deterioration of soil physical (such as soil aggregate) and chemical (cation exchange capacity, CEC) properties. Soil organic carbon (SOC) is commonly recognized as one of the key parameters of soil quality. Maintaining residues on the soil is effective for improving soil quality. The maintenance and improvement of soil quality in continuous cropping system is critical to sustaining agricultural productivity and environmental quality for future generation (Reeves, 1997). Little information is residue decomposition, SOC accumulation and soil properties both physical and chemical properties

especially sandy soils of Northeast Thailand as affected by long-term application of different quality residue (chemical composition). The objectives of this study were to investigate: 1) residue decomposition as affected by their chemical composition, and 2) influence of residue quality on SOC accumulation and properties of sandy soil.

### Materials and Methods

The study site was a long-term field experiment on soil organic matter (established in 1995) located at a research station of the Office of Agriculture and Co-operatives of the Northeast at Tha Phra subdistrict of Khon Kaen province, Thailand (16°20' N; 102° 49' E). The current evaluations were performed during April 2007–May 2008. Soil was Khorat series (Oxic Paleustults). A randomized complete block design (RCBD) with three replications was employed. Manual weed control was employed at approximately monthly intervals. There were five treatments including: no organic residue applied (control), rice straw and groundnut stover which were non-harvestable parts of the crops, leaf litter of dipterocarp and leaf + petiole litter of tamarind at the rate of 10 Mg ha<sup>-1</sup>. These residues were incorporated into top soils at 15 cm depth in a 4x4 m<sup>2</sup> plot once a year in early May. Soil samples were randomly collected employing an auger at 52 weeks after residue application from the plots (at 0–15 cm depth) and composited. Litter bag technique was used for residue decomposition study. Soil organic carbon was determined on air-dried soil by dichromate oxidation (Allison, 1965). Mean weight diameter were determined. Effective cation exchange capacity was the sum of basic cations and exchangeable acidity (Al<sup>3+</sup> and H<sup>+</sup>) (Thomas, 1982). Residue material analyses consisted of total C by Walkley and Black wet digestion method, total N by micro Kjeldahl, lignin by acid detergent lignin method (Van Soest and Wine, 1968) and polyphenol according to Tropical Soil Biology and Fertility Handbook (Anderson and Ingram, 1993). Analysis of variance was employed under RCBD, while means comparison of different treatments were done by least significant difference (LSD). Correlation analysis was conducted to study relationships among various factors. The statistical package used was statistix version 8.0 (Analytical Software, 2003). The regression model that best described decomposition rate from the litter bags was of the form:  $W = C_1 (1 - e^{-k_1 t}) + C_2 (1 - e^{-k_2 t})$ , where  $W$  is the total weight remaining,  $t$  is the time period of decomposition. The coefficients  $C_1$  and  $C_2$  give estimates of amounts of active and recalcitrant carbon fractions in residues, respectively. The coefficient of  $k_1$  and  $k_2$  are the decomposition rate constants for each corresponding carbon fraction.

### Results and discussion

#### Residue quality (chemical composition)

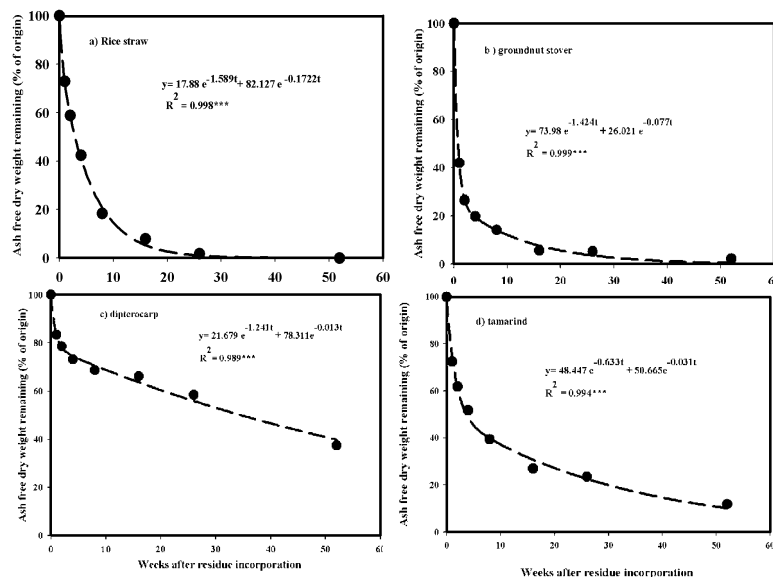
Groundnut was considered a high quality residue with high N and low lignin and polyphenols contents (Table 1). Dipterocarp was deemed low quality with its contents of three key chemical compositions in contrast to the groundnut. Meanwhile, tamarind had intermediate quality with its contents of N, Ln and Pp in a middle range between the groundnut and dipterocarp. Rice straw was considered in a category of its own; it had low N, Ln and Pp contents. Rice straw had highest cellulose (51%) content (Table 1).

Table 1. Chemical compositions of organic residues locally available in Northeast of Thailand

| Chemical compositions | Groundnut stover<br>( <i>Arachis hypogaeae</i> ) | Tamarind<br>( <i>Tamarindus indica</i> ) | Rice ( <i>Oryza</i><br><i>sativa</i> ) straw | Dipterocarp<br>( <i>Dipterocarpus</i><br><i>obtusifolius</i> ) |
|-----------------------|--------------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|
| C (%)                 | 38.8                                             | 42.7                                     | 36.7                                         | 45.3                                                           |
| N (%)                 | 2.28                                             | 1.36                                     | 0.47                                         | 0.57                                                           |
| C/N                   | 17                                               | 31.5                                     | 78.4                                         | 79.5                                                           |
| Lignin (L, %)         | 6.76                                             | 8.77                                     | 2.87                                         | 17.55                                                          |
| Polyphenols (Pp, %)   | 1.29                                             | 3.15                                     | 0.65                                         | 6.49                                                           |
| Cellulose (%)         | 17.8                                             | 14.3                                     | 50.7                                         | 30.6                                                           |

#### Residue decomposition

During the early decomposition ( $k_1$ ) stages, especially the first 4 weeks, groundnut showed the fastest relative dry weight loss (Figure 1). The remaining weight of residues was negatively correlated with initial residue N ( $r = -0.75^{**}$ - $0.90^{**}$ ). A double pool model with four parameters was able to describe the decomposition pattern of all residues (Figure 1) indicating the presence of different labile and recalcitrant carbon fractions among residues. Many studies have reported on the link of initial lignin and polyphenols contents to reduced mass loss of organic residues over time (Muller et al. 1988; Urquiaga et al., 1998). Our results confirmed that C/N ratio of a residue alone was not an accurate predictor of its decomposition rate. Although rice straw had high C/N ratio (78), it decomposed more rapidly than dipterocarp and tamarind. During later stages of decomposition ( $k_2$ ), all residues showed the lower relative dry weight loss as compared to initial stages. Reduced decomposition rate ( $k_2$ ) values were evident in the later decomposition stages governed by recalcitrant fractions of the residues, such as Ln and Pp which became concentrated.



**Figure 1.** Temporal pattern of ash free dry weight remaining (% of origin) in litterbags after different residues incorporation.

#### Soil organic carbon accumulation

Soil organic carbon (SOC) contents were significantly higher in soils amended with residues than those in the control. Long-term application of tamarind leaf litter had highest SOC ( $8.4 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) followed by groundnut ( $7.10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), and dipterocarp ( $7.06 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), and rice straw ( $5.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), respectively. This was resulted from both the different amounts of residue C added and chemical composition of residues. SOC content was positively correlated with residue C ( $r = 0.63^*$ ) but negatively correlated with C/N ratio ( $r = -0.62^*$ ). In addition, SOC content was related to cellulose as labile C compound (Mungai and Motavalli 2006), resulting in high C loss as  $\text{CO}_2$  (as found by Puttaso et al., *in press*).

#### Changes in some soil properties as affected by long-term application of residue quality

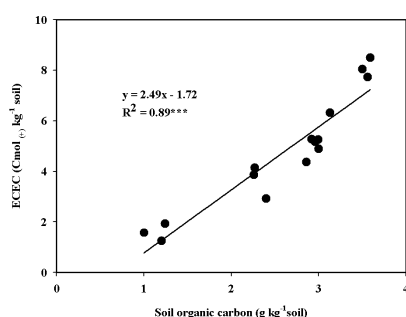
**1. Mean weight diameter:** The application of plant residue increased MWD over the control (Table 2). Among the treatments with residue application, rice straw showed the lowest MWD. We also found positive correlation between MWD and Ln ( $r = 0.44$ ) and Pp ( $r = 0.43$ ), indicating the residues with high Ln and Pp may lead to large MWD. This is similar to Martens (2000) who reported that MWD was positively correlated with Pp and Ln contents of plant residues. Improvement in MWD as a consequence of an increase in SOC concentration ( $R^2 = 0.57^{**}$ ), indicating that SOC is an important factor controlling aggregate formation.

Table 2. Effective cation exchange capacity (ECEC), mean weight diameter (MWD, mm), bulk density and infiltration rate at the end of year 13 after different of plant residue application.

| Residue treatment                                 | MWD<br>(mm) | ECEC<br>(Cmol kg <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------------------------------|-------------|----------------------------------|
| No addition                                       | 0.21b*      | 1.6d**                           |
| Rice ( <i>Oryza sativa</i> ) straw                | 0.25ab      | 3.6c                             |
| Groundnut stover ( <i>Arachis hypogaeae</i> )     | 0.28a       | 5.3b                             |
| Dipterocarp ( <i>Dipterocarpus obtusifolius</i> ) | 0.29a       | 5.1b                             |
| Tamarind ( <i>Tamarindus indica</i> )             | 0.30a       | 8.1a                             |

\*, \*\*= significantly different at  $p < 0.05$ ,  $0.01$ .

**2. Effective cation exchange capacity (ECEC):** ECEC was significantly different in soil treated with plant residues compared to that of the control (1.58 Cmol kg<sup>-1</sup>) ( $p < 0.001$ ) (Table 2). The ECEC was increased by residues added (Lathwell and Peech, 1964; Puttaso, 2003), as a result of increases in SOM. The highest ECEC was found in tamarind treatment. Chemical composition of residues played an important role in increasing ECEC as shown by relations between ECEC and residue C ( $R^2 = 0.89^{**}$ ), N ( $R^2 = 0.94^{**}$ ), Ln ( $R^2 = 0.74^{**}$ ) and Pp ( $R^2 = 0.91^{**}$ ) and C/N ( $R^2 = 0.88^{**}$ ). Lignin and polyphenols have been proposed as precursors of humic substance, which is bound to clay colloid and results in increased reactive surface area. In addition, we also found high positive correlation between ECEC and SOC ( $R^2 = 0.89^{***}$ ) (Figure 2). Our result confirms that increases in SOC led to increases in ECEC; 1% increase in SOC could increase ECEC by 2.5 Cmol kg<sup>-1</sup>.



**Figure 2.** Relationship between soil organic carbon and effective cation exchange capacity .

## Conclusion

The patterns of residue decomposition were governed by their quality (chemical composition) , especially initial residue N, lignin, polyphenols and cellulose contents . The residues with sufficient N content ( $\geq 1.3\%$ ), low cellulose content and moderate amounts of lignin and polyphenolss, like tamarind residues, were most effective in accumulating SOC. The residue with intermediate quality as far as C/N ratio and contents of N, lignin and polyphenolss are concerned, i.e. tamarind, brought about the greatest improvement in physical (aggregation as shown by mean weight diameter) and chemical (effective cation exchange capacity) properties of the sandy soil.

Increase in effective cation exchange capacity is also highly desirable as it leads to higher buffering capacity of sandy soils to retain nutrients and maintain stable soil pH. In addition, intermediate quality organic residues can bring about accumulation of SOC which, in turn, leads to improved soil physical and chemical properties desirable in sandy soils.

#### Acknowledgement

The first author's doctoral study was funded by the Royal Golden Jubilee Ph.D. Program under the Thailand Research Fund (TRF). Part of the research was funded by the National Research Council of Thailand's Grant to Khon Kaen University (FY 2006 and 2007), TRF Targeted Research Program (FY 2008), and the German Academic Exchange Service (DAAD) under the DAAD-TRF Project Based Personnel Exchange Programme (PPP 2008).

#### References

- Allison, L.E. 1965. Organic carbon. In: Black CA (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part II. American Society of Agronomy, Madison, pp. 1367-1378.
- Analytical Software. 2003. Statistix 8: User's manual. Analytical software, Tallahassee, FL.
- Anderson, J.M. and I.S.I. Ingram. 1993. Tropical soil biology and Fertility: A Handbook of methods. CAB international, Wallingford, UK.
- Lathwell, D.J. and M. Peech. 1964. Interpretation of chemical tests. New York. Agric. Exp. Stn. Bull. 995.
- Martens, D.A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. Soil Biol. Biochem. 32: 361–369.
- Muller, M.M., V. Sudman, O. Soininvaara, A. Merilainen. 1988. Effect of chemical composition on the release of nitrogen from agricultural plant materials decomposing in soil under field condition. Biol. Fertil. Soils 6:621-626.
- Mungai, N.W. and P.P. Motavalli. 2006. Litter quality effects on soil carbon and nitrogen dynamics in temperate alley cropping systems. Appl. Soil Ecol. 31: 32-42.
- Puttaso, A. 2003. Effect of Clay Materials, Soil amendment substances and compost on improvement of degraded sandy soil. Master Thesis (Soil Science), Graduate School, Khon Kaen University.
- Puttaso, A, P. Vityakon, P. Saenjan, V. Tre-loges, and G. Cadisch. 2009. Soil organic matter dynamics and accumulation in response to litter decomposition in a sandy soil under long-term application of different quality organic residues. Nutr. Cycl. Agroecosyst., *in press*.
- Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43: 131-167.
- Tangtrakarnpong, S. and P. Vityakon. 2002. Land use and soil organic matter in Northeast Thailand: Microbial biomass, nitrogen transformation and humic acid. Transactions of the 17<sup>th</sup> World

- Congress of Soil Science. Bangkok, Thailand. IUSS and Soil and Fertilizer Society of Thailand. (CD ROM)
- Thomas, G.W. 1982. Exchangeable cations. In A.L. Page (ed.) Methods of soil analysis. 2<sup>nd</sup> edition. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin. pp. 159-165.
- Urquiaga, S., G. Cadisch, B.J.R. Alves, R.M. Boddey, and K.E. Giller. 1998. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. Soil Biol. Biochem. 30:2099-2106.
- Van Soest, P.J. and R.H. Wine. 1968. Determination of lignin and cellulose in acid detergent fibre with permanganate. J Assoc. Offic. Anal. Chem. 51:780-785.

## กิจกรรมของเอนไซม์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างคุณภาพที่ใส่ในดินทรายเป็นระยะเวลา 14 ปี

Soil enzyme activities in decomposition of different quality organic residues applied in a sandy soil for 14 years

ภานุเดชา กมลมานิต<sup>1</sup>, ปัทมา วิตยากร<sup>1\*</sup>, ชูเลมาส บุญไทย อิวาย<sup>1</sup>, วรณวิภา แก้วประดิษฐ์<sup>2</sup>, และ Georg Cadisch<sup>3</sup>

Bhanudacha Kamolmanit<sup>1</sup>, Patma Vityakon<sup>1\*</sup>, Chuleemas Boonthai Iwai<sup>1</sup>, Wanwipa Kaewpredit<sup>2</sup> and Georg Cadisch<sup>3</sup>

<sup>1</sup> สาขาทรัพยากรที่ดินและสิ่งแวดล้อม คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ขอนแก่น 40002

<sup>2</sup> อาจารย์ สาขาพืชไร่ ภาควิชาพืชศาสตร์และทรัพยากรการเกษตร คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ขอนแก่น 40002

Department of Land Resources and Environment Section Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002, Thailand

<sup>2</sup> Department of Plant Science and Agricultural Resources, Faculty of Agriculture, Khon Kaen University, Khon Kaen 40002, Thailand.

<sup>3</sup> Institute of Plant Production in Agroecology of the Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Stuttgart 70953, Germany.

\*Corresponding author: patma@kku.ac.th

### บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินกิจกรรมของเอนไซม์ในกระบวนการย่อยสลาย ในดินทรายที่ใส่สารอินทรีย์ที่มีคุณภาพ (องค์ประกอบทางเคมี) ต่างกันอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 14 ปี ซึ่งส่งผลให้เกิดการสะสมอินทรีย์วัตถุในดินทรายแตกต่างกัน กรรมวิธีที่ใส่ซากถั่วลิสง (สารอินทรีย์คุณภาพสูง มีปริมาณไนโตรเจนสูง แต่มีลิกนินและโพลีฟีนอลต่ำ) และกรรมวิธีที่ใส่ใบมะขาม (คุณภาพปานกลาง) มีกิจกรรมของอินเวอร์เตสสูงที่สุดอยู่ในช่วง 0.40- 0.41 mg GE g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> นอกจากนี้ใบมะขามมีกิจกรรมของ เบตาไกลูโคซิเดสสูงที่สุดด้วยเท่ากับ 59.5 g *p*-nitrophenol g<sup>-1</sup> soil DW h<sup>-1</sup> กรรมวิธีที่ใส่ใบพลวง (คุณภาพต่ำ มี N ต่ำแต่มีลิกนินและโพลีฟีนอลสูง) มีกิจกรรมของฟีนอกซิเดสสูงที่สุดตามมาด้วยส่วนผสมฟางข้าว+ถั่วลิสงและใบมะขาม ในช่วง 3.1-3.4 μmol substrate converted h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> soil DW ในขณะที่ฟางข้าว (มี N, ลิกนินและโพลีฟีนอลต่ำ แต่มีเซลลูโลสสูง) ทำให้กิจกรรมของเอนไซม์ทุกชนิดต่ำกว่าในสารอินทรีย์ชนิดอื่นๆ ผลจากการศึกษานี้ทำให้เห็นความเกี่ยวข้องของกิจกรรมเอนไซม์กับการสะสมอินทรีย์วัตถุในดิน โดยใบมะขามสะสมสูงที่สุดและฟางข้าวต่ำที่สุด ทำให้เข้าใจถึงหน้าที่ของจุลินทรีย์ดินในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีองค์ประกอบทางเคมีต่างกันได้อย่างลึกซึ้งยิ่งขึ้น

**คำสำคัญ:** การทดลองระยะยาว คุณภาพสารอินทรีย์ จุลินทรีย์ดิน เอนไซม์ในดิน การย่อยสลายสารอินทรีย์

### Abstract

The objectives of this study were to assess activities of some decomposition enzymes in a sandy soil continuously treated with different quality organic residues for 14 years which led to different degrees of soil organic matter accumulation. Highest activity of invertase was found in groundnut (high quality with high N, and low lignin and polyphenol contents) and tamarind (intermediate quality) treatments (0.40-0.41 mg GE g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>). Highest activity of β-glucosidase (59.5 g *p*-nitrophenol g<sup>-1</sup> soil DW h<sup>-1</sup>) was also found in tamarind treatment. Highest activity of phenoloxidase was found in dipterocarp (low N, but high lignin and polyphenol contents) followed by mixture of rice straw + groundnut and tamarind in the range of 3.1-3.4 μmol substrate converted h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> soil DW. On the other hand, rice straw had the lowest activities of all enzymes among residue treatments. The results of this study serve to show the link between enzyme activities and SOM accumulation (highest SOM under tamarind and lowest under rice straw treatments) and bring about in-depth understanding of soil microbial functions in decomposition of different quality organic residues through enzyme activities.

**Keywords:** long-term study, residue quality, soil microorganisms, soil enzymes, residue decomposition

### บทนำ

การใส่สารอินทรีย์ที่มีคุณภาพ (องค์ประกอบทางเคมี) เหมาะสมให้กับดินทรายสามารถเพิ่มการสะสมอินทรีย์วัตถุ (soil organic matter-SOM) ในดินทรายที่โดยทั่วไปมีการสะสมได้ยาก เนื่องจากสารอินทรีย์แต่ละชนิดมีระยะเวลาในการย่อยสลายและ

สะสมอินทรีย์วัตถุในดินต่างกันขึ้นอยู่กับคุณภาพหรือองค์ประกอบทางเคมีของสารอินทรีย์ การศึกษาที่ผ่านมาแสดงให้เห็นว่า สารอินทรีย์คุณภาพปานกลาง ได้แก่ ใบมะขาม (มีปริมาณ N, ลิกนินและโพลีฟีนอลปานกลาง) ทำให้เกิดการสะสม SOM สูงที่สุดในขณะที่ฟางข้าว (มี N, ลิกนินและโพลีฟีนอลต่ำ แต่มีเซลลูโลสสูง) มีการสะสม SOM ต่ำที่สุด (ภัทรวัลย์, 2550) สารประกอบทางเคมีในสารอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลาย เช่น น้ำตาล จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์และปลดปล่อยธาตุอาหารที่เป็นประโยชน์ต่อพืชในทันที ขณะที่สารประกอบทางเคมีที่ต้านทานต่อการย่อยสลาย เช่น ลิกนิน และ โพลีฟีนอล จะมีการสลายตัวและปลดปล่อยธาตุอาหารอย่างช้าๆ และเป็นประโยชน์ต่อพืชในระยะยาว (Vityakon et al., 2000) การสลายตัวของสารอินทรีย์ในดินเกิดจากกิจกรรมของเอนไซม์ (enzyme activities) ที่จุลินทรีย์ผลิต การวัดกิจกรรมของเอนไซม์จึงช่วยให้ทราบถึงหน้าที่ของจุลินทรีย์ (microbial functions) ที่เกิดขึ้นระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ โดยเอนไซม์ที่ได้รับความสนใจในการศึกษาถึงความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ อินเวอร์เตส (invertase) ที่ทำหน้าที่เร่งปฏิกิริยาการย่อยสลายน้ำตาลซูโครส ซึ่งเป็นสารย่อยสลายง่ายเพื่อเปลี่ยนเป็นผลิตภัณฑ์คือ กลูโคส และ ฟรุคโตส ขณะที่เบตากลูโคซิเดส (β-glucosidase) ทำหน้าที่เร่งปฏิกิริยาการย่อยสลายเซลโลไบโอส (cellobiose) ซึ่งเป็นหน่วยย่อยของเซลลูโลสที่พบในผนังเซลล์พืชให้ได้ผลิตภัณฑ์คือ กลูโคส เช่นเดียวกัน และเอนไซม์ฟีนอลออกซิเดส (phenoloxidase) และเปอร์ออกซิเดส (peroxidase) ซึ่งเกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารประกอบที่ต้านทานต่อการย่อยสลาย เช่น ลิกนินและโพลีฟีนอลในเศษซากพืช การทดลองนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินกิจกรรมของเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการหมุนเวียนคาร์บอนในดินที่มีการใส่สารอินทรีย์คุณภาพแตกต่างกันปีละครั้งอย่างต่อเนื่องเป็นปีที่ 14 เพื่อสร้างองค์ความรู้พื้นฐานด้านหน้าที่ของจุลินทรีย์ระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์คุณภาพต่างกันซึ่งก่อให้เกิดการสะสม SOM ในดินทรายได้แตกต่างกัน

#### อุปกรณ์และวิธีการ

ทำการทดลอง ณ ห้องปฏิบัติการสาขาทรัพยากรที่ดินและสิ่งแวดล้อม คณะเกษตรศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น โดยใช้ดินตัวอย่างจากแปลงทดลองภาคสนามในสถานีทดลองสำนักงานเกษตรภาคตะวันออกเฉียงเหนือ ต.ท่าพระ อ.เมือง จ.ขอนแก่น ซึ่งเป็นดินไรโซดโคราช (Oxic Paleustult) ที่มีการใส่สารอินทรีย์คุณภาพแตกต่างกันคิดเป็น 6 กรรมวิธีทดลองได้แก่ กรรมวิธีควบคุมซึ่งไม่มีการใส่สารอินทรีย์, ซากดินใบถั่วลิสง (groundnut stover) ซึ่งจัดว่ามีคุณภาพสูง กล่าวคือมี N สูงแต่มีลิกนินและโพลีฟีนอลต่ำ, ใบ (+ก้าน) มะขามร่วง (tamarind) จัดว่ามีคุณภาพปานกลาง (มี N, ลิกนินและโพลีฟีนอลปานกลาง), ใบพลวงร่วง (dipterocarp) จัดว่ามีคุณภาพต่ำ (มี N ต่ำ แต่มีลิกนินและโพลีฟีนอลสูง), ฟางข้าว (rice straw) ซึ่งมีคุณภาพที่แตกต่างออกไป กล่าวคือ มีองค์ประกอบทั้งสามต่ำ แต่มีเซลลูโลสสูงที่สุด, และกรรมวิธีผสม (ฟางข้าวและซากดินใบถั่วลิสง) โดยกรรมวิธีที่มีการใส่สารอินทรีย์ทำการใส่ในอัตรา 10 ตัน/เฮกตาร์ ยกเว้นฟางข้าว + ซากถั่วลิสง (mixed) ใส่ในอัตรา 10+10 ตัน/เฮกตาร์ โดยใส่ในทุกปีเป็นปีที่ 14 ทำการเก็บตัวอย่างดินหลังจากสิ้นสุดปีที่ 14 (52 สัปดาห์ หลังการใส่สารอินทรีย์) เพื่อวัดกิจกรรมของเอนไซม์อินเวอร์เตส เบตากลูโคซิเดส ฟีนอลออกซิเดส และเปอร์ออกซิเดสโดยใช้วิธีการของ Alef and Nannipieri (1995) วิเคราะห์ค่าความแปรปรวนทางเดียว (One-Way ANOVA) ตามแผนการทดลองแบบ RCBD และเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี Least Significant Difference (LSD) โดยใช้โปรแกรม Statistix 8.0

#### ผลการทดลองและวิจารณ์

ในทุกกรรมวิธีที่มีการใส่สารอินทรีย์มีกิจกรรมของเอนไซม์ อินเวอร์เตส เบตากลูโคซิเดส และ ฟีนอลออกซิเดส สูงกว่ากรรมวิธีที่ไม่มีการใส่สารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ กิจกรรมของอินเวอร์เตสมีค่าสูงสุดในกรรมวิธีที่ใส่ถั่วลิสง ตามด้วยกรรมวิธีใบมะขาม มีค่าเท่ากับ  $0.41 (\pm 0.04)$  และ  $0.40 (\pm 0.11)$  mg GE g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ตามลำดับ (Figure 1a) กิจกรรมของเอนไซม์ที่มีค่าสูงในกรรมวิธีดังกล่าว อาจเนื่องจากการหลงเหลือของน้ำตาลซูโครสในเศษซากพืช (soil litter) หรืออินทรีย์วัตถุส่วนที่ยังคงความเป็นชิ้น (particulate organic matter, POM) เนื่องจากซูโครสเป็นแหล่งคาร์บอน (C) ที่เป็น substrate ของเอนไซม์อินเวอร์เตส ภัทรวัลย์ (2550) ทำงานทดลองของปีที่ 10 ของงานทดลองระยะยาวเดียวกันนี้ พบว่าปริมาณ C ใน POM ในกรรมวิธีซากถั่ว

ลิสง ใบพลวง และใบมะขาม มีค่าสูงอยู่ในช่วง  $0.20-0.23 \text{ g kg}^{-1} \text{ soil}$  ซึ่งมีสูงกว่าในฟางข้าว และ C ที่พบอาจเป็นแหล่งของสารอาหาร (substrate) แก่เอนไซม์ หรือเอนไซม์อาจถูกกักเก็บ (entrapped) ในส่วนนี้ อย่างไรก็ตามกรรมวิธีฟางข้าวมีกิจกรรมของอินเวเตสต่ำสุด ( $0.26 \pm 0.04 \text{ mg GE g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) ภายหลัง 52 สัปดาห์ของการใส่สารอินทรีย์ Puttas et al. (Unpublished data) พบว่าฟางข้าวมีอัตราการย่อยสลายที่สูง โดย C อินทรีย์ถูกเปลี่ยนเป็น  $\text{CO}_2$  และ C ที่ละลายน้ำ

ขณะที่กิจกรรมของเอนไซม์เบตาไกลูโคซิเดสสูงที่สุดในกรรมวิธีใบมะขาม ( $59.49 \pm 1.49 \text{ g p-nitrophenol g}^{-1} \text{ soil DW h}^{-1}$ ) (Figure 1b) การคงเหลือของเอนไซม์ภายหลังการใส่สารอินทรีย์เป็นระยะเวลา 52 สัปดาห์อาจเนื่องมาจากการถูกเก็บกักของเอนไซม์ในส่วนต่างๆ (fractions) ของดิน เช่น เม็ดดิน (aggregate) หรือ POM เป็นต้น ภัทรวลัยชญ์ (2550) พบว่ากรรมวิธีที่ใส่ใบมะขาม มีปริมาณเม็ดดินขนาดใหญ่ (macroaggregate) สูงสุด ( $52.8\% \text{ w/w}$ ) และยังพบว่าปริมาณ C ใน POM มีค่าสูงเท่ากับ  $0.50 \text{ g kg}^{-1}$  ซึ่งคาดว่า C ที่พบเป็นแหล่งอาหารสำคัญของเอนไซม์ในดิน ส่วนฟางข้าวมีกิจกรรมของเบตาไกลูโคซิเดสต่ำที่สุดในบรรดากรรมวิธีที่ได้รับสารอินทรีย์

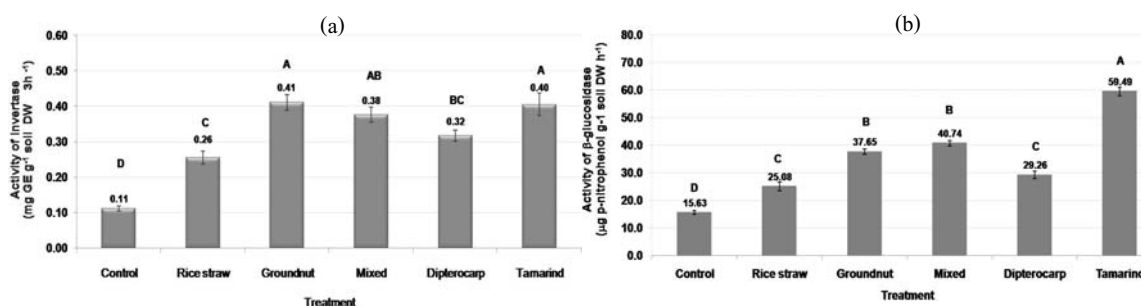


Figure 1. Activities of enzymes (a) invertase and  $\beta$ -glucosidase (b) in the soil that received different quality organic residues for 14 years continuously.

Treatment having the same letters are not significantly different at  $P < 0.05$  by LSD

Bars indicate standard errors of means (SEM)

กิจกรรมของเอนไซม์ฟีนอลออกซิเดสสูงที่สุดในกรรมวิธีใบพลวงตามด้วยกรรมวิธีส่วนผสมฟางข้าว+ซากถั่วลิสงและมะขาม มีค่าเท่ากับ  $3.38 (\pm 0.23)$ ,  $3.17 (\pm 0.32)$  และ  $3.07 (\pm 0.30) \mu\text{mol substrate converted h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ soil DW}$  ตามลำดับ (Figure 2) ขณะที่กิจกรรมของเปอร์ออกซิเดสสูงที่สุดในกรรมวิธีส่วนผสม ตามด้วยกรรมวิธีใบพลวงและใบมะขามมีค่าเท่ากับ  $2.7 (\pm 0.18)$ ,  $2.25 (\pm 0.45)$  และ  $1.98 (\pm 0.17) \mu\text{mol substrate converted h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ soil DW}$  ตามลำดับ กิจกรรมของเอนไซม์ทั้ง 2 ชนิดมีแนวโน้มสูงในกรรมวิธีที่ใส่ใบพลวง เนื่องจากใบพลวงมีปริมาณลิกนินและโพลีฟีนอลเป็นองค์ประกอบสูง ( $256$  และ  $94.4 \text{ g kg}^{-1}$  ตามลำดับ) (ภัทรวลัยชญ์, 2550) ซึ่งเป็นสารอาหาร (substrate) ที่สำคัญของเอนไซม์นี้ อย่างไรก็ตามกรรมวิธีฟางข้าว+ถั่วลิสง มีปริมาณลิกนินและโพลีฟีนอลที่ต่ำกว่า แต่มีปริมาณที่ใส่สูงเป็น 2 เท่า ( $20$  ตัน/เฮกตาร์) จึงส่งผลให้เอนไซม์ที่ผลิตขึ้นโดยจุลินทรีย์ในกรรมวิธีดังกล่าวมีกิจกรรมที่สูงกว่ากรรมวิธีอื่น ในขณะที่ใบมะขามมีลิกนินและโพลีฟีนอลปานกลางทำให้มีกิจกรรมของเอนไซม์ทั้งสองสูงรองลงมา และในกรรมวิธีฟางข้าวมีกิจกรรมของเอนไซม์ทั้งสองต่ำที่สุดแต่ไม่แตกต่างทางสถิติจากถั่วลิสง

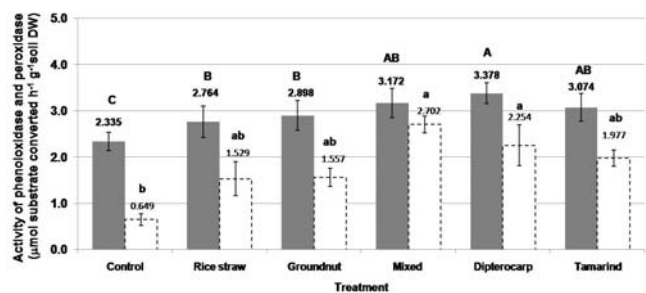


Figure 2. Activities of phenoloxidase (dark color) and peroxidase (light color) in the soil that received different quality organic residues for 14 years continuously.

Treatment having the same letters are not significantly different at  $P<0.05$  by LSD      Bars indicate standard errors of means (SEM)

**สรุป**

คุณภาพ (องค์ประกอบทางเคมี) ของสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญที่เหนี่ยวนำให้จุลินทรีย์ในดินผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายอย่างจำเพาะ โดยสารอินทรีย์ที่มีคุณภาพสูง ย่อยสลายง่าย (ถั่วลิสง) และปานกลาง (มะขาม) ทำให้จุลินทรีย์ในดินสามารถผลิตและมีกิจกรรมของเอนไซม์อินเวเตสที่สูง เนื่องจากสารอินทรีย์เหล่านี้ทำให้มีจุลินทรีย์อาศัยอยู่มาก ในขณะที่สารอินทรีย์คุณภาพต่ำ (ใบพลวง) ซึ่งย่อยสลายยากเนื่องจากมีลิกนินและโพลีฟีนอลซึ่งเป็นสารตั้งต้น (substrate) ให้เอนไซม์นี้สูง และยังคงตกค้างอยู่ในดินหนึ่งปีหลังใส่สารอินทรีย์ทำให้จุลินทรีย์ในกรรมวิธีดังกล่าวผลิตเอนไซม์ฟีนอลออกซิเดสและเปอร์ออกซิเดสในปริมาณที่สูง จึงวัดค่ากิจกรรมของเอนไซม์ดังกล่าวได้สูง ใบมะขามซึ่งมีคุณภาพปานกลางนอกจากเหนี่ยวนำให้จุลินทรีย์ในดินผลิตเอนไซม์อินเวเตสและฟีนอลออกซิเดสในปริมาณสูงแล้ว ยังมีเบตาไกลูโคซิเดสสูงที่สุดด้วย เนื่องจากจุลินทรีย์ผลิตเอนไซม์ออกมาเพื่อทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์และสะสม SOM ในดินในปริมาณที่สูง จึงวัดกิจกรรมของเอนไซม์ทั้ง 3 ชนิดในปริมาณที่สูง ในขณะที่ฟางข้าวส่งผลให้จุลินทรีย์ผลิตเอนไซม์ทุกชนิดเพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ในปริมาณต่ำสุด ดังนั้นกิจกรรมของเอนไซม์ทุกชนิดในกรรมวิธีฟางข้าวจึงต่ำที่สุดในบรรดากรรมวิธีที่ใส่สารอินทรีย์ ผลนี้สอดคล้องกับผลการศึกษาของภทวรลัญญ์ (2550) ที่รายงานว่าใบมะขามส่งผลให้มีการสะสมอินทรีย์คาร์บอน (SOC) หรือ SOM สูงที่สุด ส่วนฟางข้าวทำให้มีการสะสม SOM ต่ำที่สุด ดังนั้นผู้วิจัยจึงจะทำการศึกษาต่อไปถึงกลไกทางจุลชีววิทยา โดยเฉพาะที่เกี่ยวข้องกับหน้าที่ของจุลินทรีย์ที่ทำให้มะขามส่งผลให้มีการสะสม SOM แต่ฟางข้าวทำให้มีการสะสมต่ำในดินทราย เพื่อให้เข้าใจหน้าที่ของจุลินทรีย์ในการผลิตเอนไซม์ที่มีความจำเพาะระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีคุณภาพต่างกันและส่งผลให้เกิดการสะสม SOM ในดินได้แตกต่างกัน การศึกษานี้ทำให้ได้ข้อมูลกิจกรรมของจุลินทรีย์ในดินระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์คุณภาพต่างกัน ได้ลึกซึ้งยิ่งขึ้น เพื่อให้ได้องค์ความรู้พื้นฐานที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการเลือกใส่สารอินทรีย์ที่มีคุณภาพเหมาะสมในดิน เพื่อให้ดินมีศักยภาพในการรักษาความอุดมสมบูรณ์ไว้ได้อย่างยั่งยืน

**กิตติกรรมประกาศ**

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจากทุนวิจัยต่อไปนี้: ทุนอุดหนุนทั่วไปมหาวิทยาลัยขอนแก่น (มข.) ปี 2552, ทุนวิจัยมุ่งเป้าเกษตรยั่งยืน ปี 2551 ฝ่ายวิชาการ สำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.), ศูนย์ความเป็นเลิศด้านเทคโนโลยีชีวภาพเกษตร สำนักพัฒนาบัณฑิตศึกษาและวิจัยด้านวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี สำนักคณะกรรมการการอุดมศึกษา กระทรวงศึกษาธิการและศูนย์เทคโนโลยีชีวภาพทางการเกษตรเพื่อเศรษฐกิจที่ยั่งยืนมหาวิทยาลัยขอนแก่น, นักศึกษาผู้วิจัยและอาจารย์ที่ปรึกษาหลักคณาจารย์ได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากโครงการร่วมให้ทุนปริญญาเอกกาญจนาภิเษก (คปก.) ระหว่างสกว.และ มข. (รหัสทุน PHD/0276/2550) คุณภทวรลัญญ์ สามหาดไทย ได้ช่วยวิเคราะห์ข้อมูลบางส่วน

### เอกสารอ้างอิง

ภัทรวัลลัญญ์ สามหาดไทย. 2550. การเปลี่ยนแปลงอินทรีย์วัตถุและรูปไนโตรเจนในดินไร่เนื้อทรายที่ได้รับซากพืชคุณภาพต่างกันในระยะยาว. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาทรัพยากรที่ดินและสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

Alef, K., and P. Nanniperi. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London.

Puttaso, A., P. Vityakon, P. Saenjan, V. Tre-loges, and G. Cadisch. Relationship between residue quality induced decomposition patterns and soil organic matter accumulation in a sandy soil after 13 years. Unpublished data.

Vityakon, P., S. Meepech, G., Cadisch, and B. Toomsan. 2000. Soil organic matter and nitrogen transformation mediated by plant residues of different qualities in sandy acid upland and paddy soils. Neth. J. Agric. Sci. 48: 75-90.

## ภาคผนวกที่ 2

ภาพการดำเนินการวิจัย



ภาพภาคผนวกที่ 1 สภาพแปลงทดลองและการใส่สารอินทรีย์ที่มีต่างคุณภาพปีละครั้ง  
ช่วงปลายเดือนเมษายน ถึง ต้นเดือนพฤษภาคม (ในภาพเป็น การใส่  
สารอินทรีย์ในรอบปี 16 เมื่อวันที่ 1 พฤษภาคม 2553)

## Wet sieving machine:



**Mechanically move the sieves vertically up and down at 3 cm. height and 30 times per minutes**



### Procedure:

Soil sample was passed through 8 mm sieve

**Weigh 100 g soil**



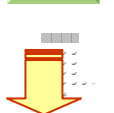
**Gradually wet the soil employing capillary rise**



**Place on the top of 5 sieves**



**start**



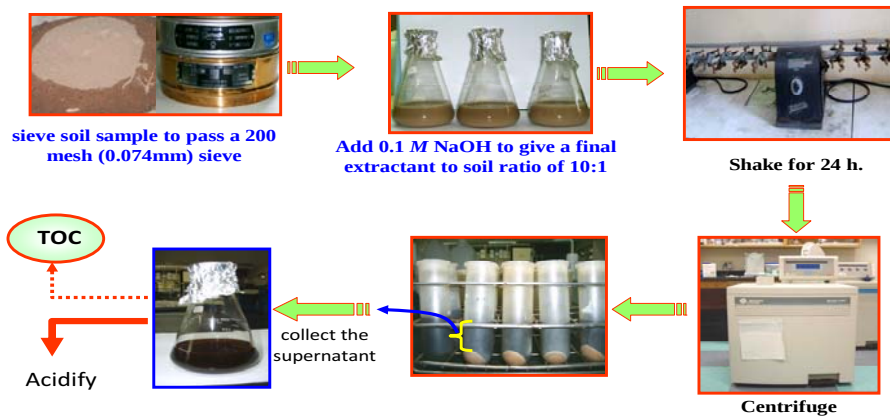
**Water level**



**Add water to the tanks until the top sieve**

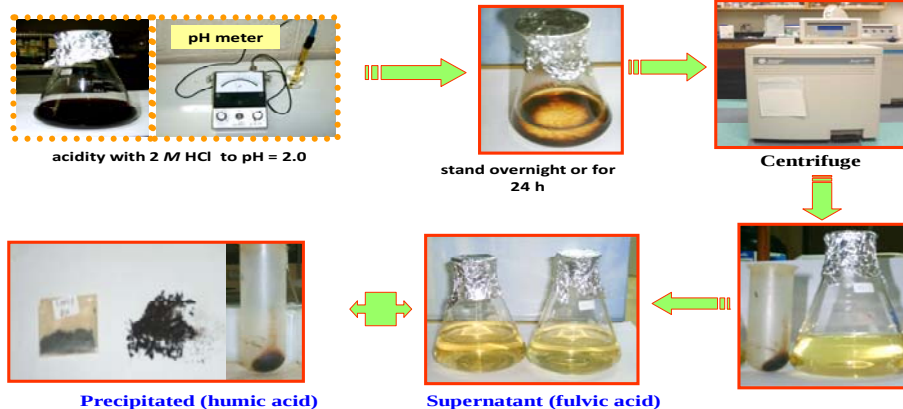
ภาพภาคผนวกที่ 2 ขั้นตอนการแยกขนาดเม็ดดินโดยวิธี Wet sieving  
(การวิเคราะห์การกระจายตัวของเม็ดดิน)

### Extraction of humic substances



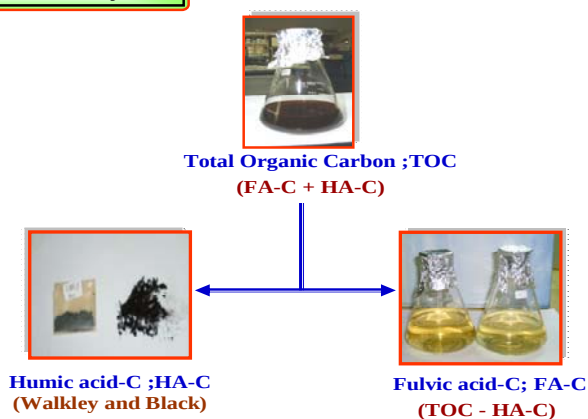
ภาพภาคผนวกที่ 3 a

### Acidification



ภาพภาคผนวกที่ 3 b

### Carbon analysis



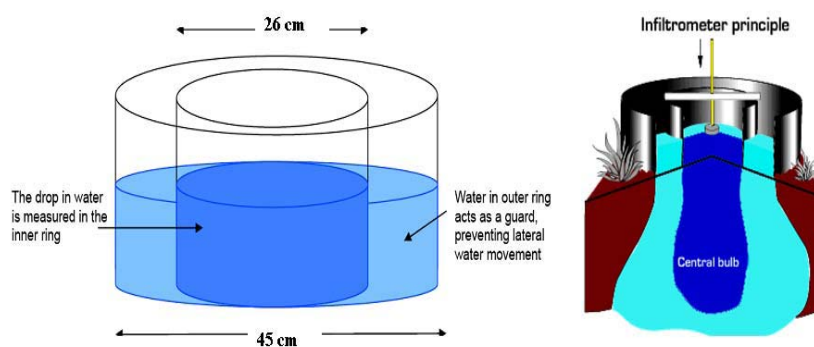
ภาพภาคผนวกที่ 3 c

ภาพภาคผนวกที่ 3 การวิเคราะห์ปริมาณสารฮิวมิก และคาร์บอนในสารฮิวมิก

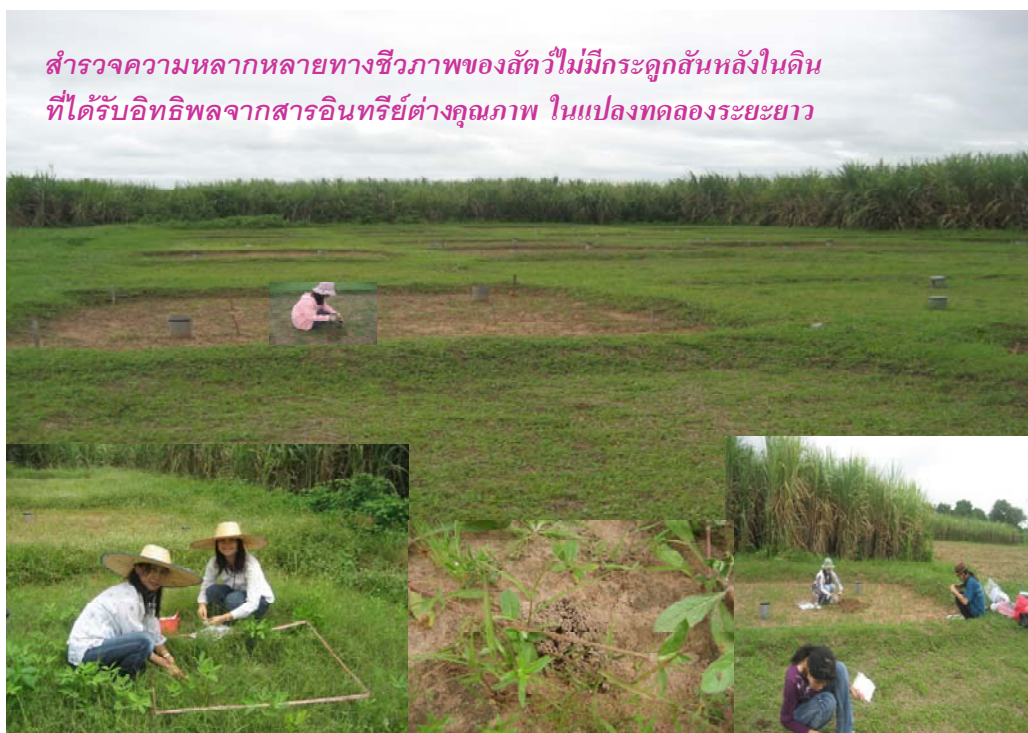
# Infiltration measurement

## Double ring type

- : Inner ring and outer ring, Hook gauge
- : water level was recorded at 0.5, 1, 2, 5, 10, 15, 30, 60, 90 and 120 minutes



ภาพภาคผนวกที่ 4 การศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพ ( การวัดอัตราการแทรกซึมน้ำในดินโดยวิธี Double ring) ในแปลงทดลองการศึกษาสารอินทรีย์ต่างคุณภาพในระยะยาวที่ท่าพระ



การจำแนกสิ่งมีชีวิตในห้องปฏิบัติการ



ภาพภาคผนวกที่ 5 การสำรวจความหลากหลายทางชีวภาพของสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังในดินพื้นที่แปลงการศึกษาสารอินทรีย์ต่างคุณภาพ ในแปลงระยะยาวที่ทำพระและการจำแนกสิ่งมีชีวิตในห้องปฏิบัติการ



การเตรียมหน่วยทดลอง



หน่วยทดลองจำนวน 234 หน่วย



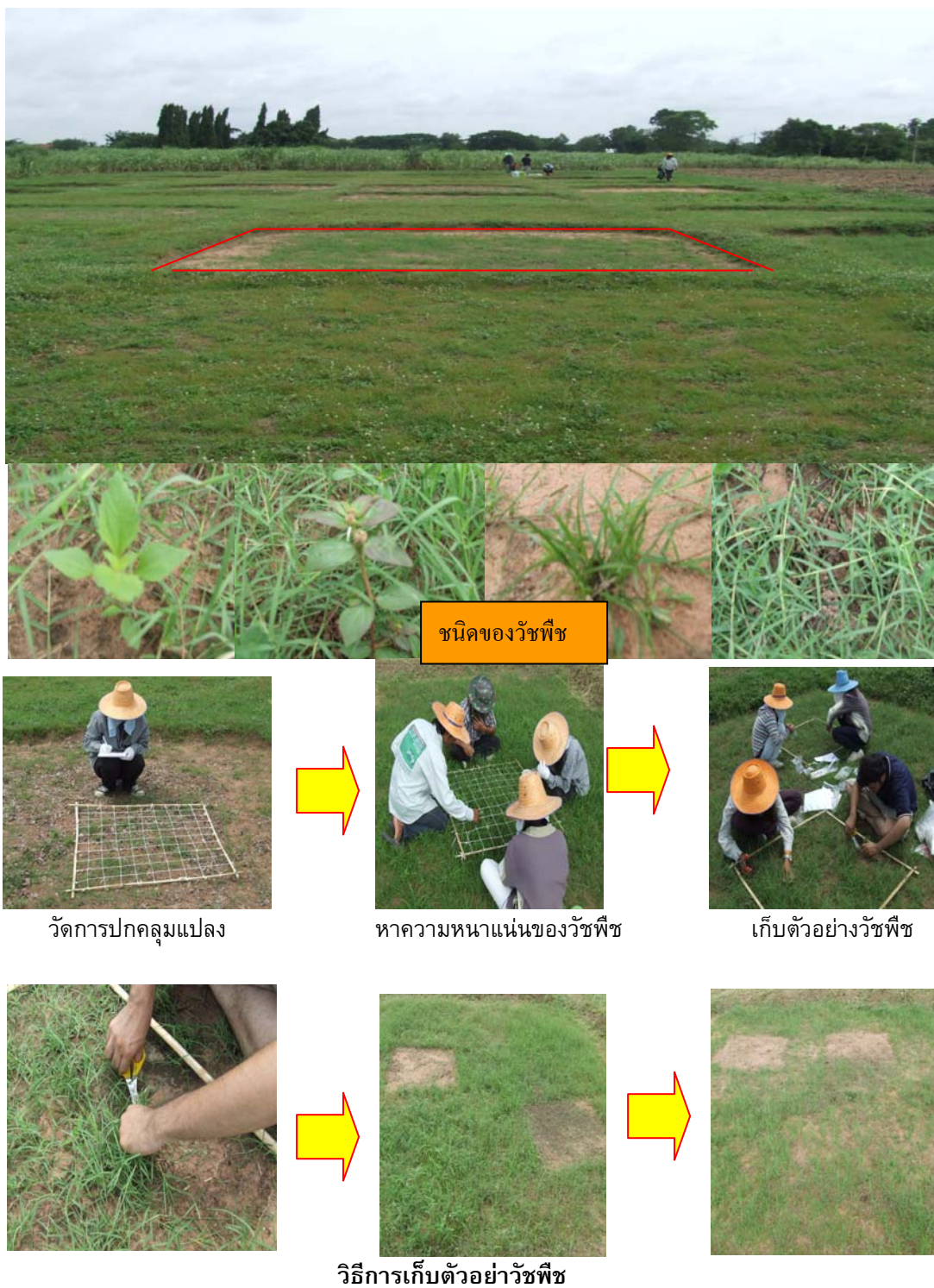
การเก็บตัวอย่างมาวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ



Control



ภาพภาคผนวกที่ 6 การศึกษากิจกรรมเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องในกระบวนการ  
สลายตัวของสารอินทรีย์ต่างคุณภาพในดินภายใต้สภาวะการบ่ม



ภาพภาคผนวกที่ 7 การศึกษาการปกคลุมแปลง ความหนาแน่นและการเจริญเติบโตของวัชพืชที่ได้รับสารอินทรีย์ต่างคุณภาพในสภาพดินไร้น้ำ

ทราย



ชนิดของสารอินทรีย์ที่ใช้ในการทดลอง



เครื่องมือรบกวนดิน



ภาพภาคผนวกที่ 8 การศึกษาปัจจัยคุณภาพสารอินทรีย์และปัจจัยการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมโดยการรบกวนดิน



การพรรณนาหน้าตัดดิน และเก็บตัวอย่างดิน

รูปภาพที่ 9 พื้นที่ศึกษาการเก็บกักคาร์บอนในดินในลุ่มน้ำขนาดเล็กในพื้นที่ลูกคลื่น ( ตั้งอยู่ ณ บ้านคำม่วง อำเภอสว่างวง จังหวัดขอนแก่น )



การเก็บตัวอย่างดินหน่วยทดลองในภาคสนาม



เก็บตัวอย่างดินหาความชื้นในห้องปฏิบัติการ

ภาพภาคผนวกที่ 10 การเก็บตัวอย่างดินหน่วยทดลอง โดยใช้ท่อPVC ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 8.3 เซนติเมตร ตอกลงไปตามหน้าตัดดิน

