วารสารเกษตรพระจอมเกล้า 2561 : 36 (1) : 50-59

บทบาทของอนุภาคดินเหนียวที่มีผลต่อการย่อยสลายและการกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะในระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสีย

Dual Roles of Clay Contents on Landfill Leachate Treatment and their Soils Carbon Sequestration

อรทัย เชื้อวงษ์[1] ไพบูลย์ ประพฤติธรรม[1] และอรอนงค์ ผิวนิล[1]
Orrathai Chueawong[1], Paiboon Prabuddham[1] and Onanong Phewnil[1]

บทคัดย่อ

การศึกษาบทบาทของอนุภาคดินเหนียวที่มีผลต่อการย่อยสลายและการกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะในระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสีย ภายใต้สมมติฐานว่าเมื่ออนุภาคดินเหนียวในระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียแตกต่างกันจะส่งผลต่อการย่อยสลายและการกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะในระบบดินแตกต่างกัน วางแผนการทดลองแบบ Split Plot Design โดยมีแหล่งที่มาของน้ำเป็น main plot 2 แหล่ง คือ น้ำชะขยะ (landfill leachate, LFL)และน้ำประปา (blank) และ Sub plot 4 ชนิด (S_1, S_2, S_3 และ S_4) คือ ดินราชบุรีผสมทรายหยาบ 4 อัตราส่วน (4:0, 3:1, 2:2 และ 1:3) ซึ่งทำให้เนื้อดินมีอนุภาคดินเหนียว 66, 49.5, 33 และ 16.5% ตามลำดับ ใส่น้ำในปริมาณที่ดินอิ่มตัวและบ่มที่อุณหภูมิห้องเป็นระยะเวลา 1, 2, 4, 8 และ 16 สัปดาห์ ตามลำดับ ผลการศึกษาพบว่า 1) กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์เกิดขึ้นตั้งแต่สัปดาห์แรกของการทดลองและสมบูรณ์ในสัปดาห์ที่ 4 ของการทดลอง 2) สัดส่วนของอนุภาคดินเหนียวต่อทรายหยาบที่เหมาะสมคือ อัตราดินเหนียว 3 ส่วน ต่อทรายหยาบ 1 ส่วน จะสมดุลทั้งปริมาณตัวรับอิเลคตรอนเพื่อส่งเสริมกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของ Facultative anaerobes และปริมาณ Macropores ที่ช่วยให้เกิดกระบวนการ Soil aggregate granulation และ Humus formation ได้ดี และ 3) ระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียมีศักยภาพทั้งในด้านการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะและการกักเก็บคาร์บอนในดิน ประกอบกับเป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายต่ำ จึงควรเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมต่อการนำไปใช้แก้ปัญหาน้ำชะขยะในประเทศไทย

คำสำคัญ : การบำบัดน้ำชะขยะ การย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน การกักเก็บคาร์บอนในดิน

Abstract

To verify hypothesis on dual roles of clay contents on landfill leachate treatment and their soils carbon sequestration was carried out by split plot design. The water samples were collected from two sources which were landfill leachate (LFL) and tap water (blank). Two sets of indoor incubation of soils saturated at 1, 2, 4, 8 and 16 weeks of prolonged aging periods. The results and conclusion found that (a) Treatment of the landfill leachate –C occurs since the first week and complete in 4 weeks of the experiment; (b) The appropriate ratio of clay contents to coarse sand was 3:1 because it made balance amount will be both an electron acceptor and macropores to promote the organic carbon degradation of facultative anaerobes processes, soil aggregate granulation and humus formation; and (c) Applied soil carbon sequestration system had the potential both the organic degradation and soil carbon

[1] ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ เขตจตุจักร กรุงเทพฯ 10900

sequestration furthermore this system is low cost, therefore, application of wastewater treatment system should be to be used to solve leachate problems in Thailand.

Keywords: landfill leachate treatment, organic carbon degradation, soil carbon sequestration

คำนำ

การกำจัดขยะมูลฝอยในประเทศไทยนั้น พบว่านิยมใช้วิธีการฝังกลบเป็นส่วนใหญ่ จากรายงานสถานการณ์การกำจัดมูลฝอยในปี พ.ศ. 2556 ประเทศไทยมีสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยจำนวนทั้งสิ้น 2,490 แห่ง โดยพบว่าเป็นการกำจัดด้วยวิธีการฝังกลบอย่างถูกสุขาภิบาล (sanitary landfill) และหลุมกองเทเปิด (open dumping sites) จำนวน 2,419 แห่ง คิดเป็นร้อยละ 97 ของสถานที่กำจัดขยะทั้งหมด (กรมควบคุมมลพิษ, 2556) ซึ่งการกำจัดขยะด้วยวิธีดังกล่าวจะได้ผลิตภัณฑ์จากระบบคือ แก๊สมีเทนและน้ำชะขยะ ที่ต้องมีการจัดการต่อไป โดยแก๊สมีเทนนั้นหากมีการจัดการระบบรวบรวมก็สามารถนำแก๊สไปใช้ประโยชน์ได้ (ศูนย์ปฏิบัติการวิศวกรรมพลังงานและสิ่งแวดล้อม, 2540) แต่น้ำชะขยะนั้นเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ และสารที่มีความเป็นพิษอยู่สูง ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของขยะมูลฝอยและระยะเวลาของการหมักในหลุมฝังกลบ (Huo *et al.,* 2008) อรทัยและคณะ (2557) ได้ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบ่อผึ่งในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเทศบาลตำบลบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดค่าบีโอดี ซีโอดี และทีโอซี ในบ่อผึ่งที่ 3 (บ่อผึ่งลำดับสุดท้ายก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ) มีค่าร้อยละ 60, 42.9 และ 42.2 ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องมาจากสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำชะขยะนั้นเป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนและย่อยสลายยาก โดยส่วนใหญ่จะเป็นพวกกรดอินทรีย์ ได้แก่ กรดฮิวมิกและกรดฟูลวิก (Artiola and Fuller, 1982 ; King and Eliassen, 1993) ประกอบกับสภาวะในน้ำที่มีค่าของแข็งละลาย ค่าการนำไฟฟ้า และค่าความเค็ม ในปริมาณสูงซึ่งเป็นปัจจัยทำให้การทำงานของจุลินทรีย์ในธรรมชาติที่มีอยู่ในระบบบ่อผึ่งทำงานได้ลดลง ประสิทธิภาพการบำบัดจึงต่ำ ดังนั้นการวิจัยหาวิธีการบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยที่มีค่าใช้จ่ายต่ำและมีประสิทธิภาพสูง โดยการพิจารณานำสมบัติของน้ำชะขยะที่ส่วนใหญ่จะเป็นกรดอินทรีย์จำพวกกรดฮิวมิกและกรดฟูลวิกมาใช้ประโยชน์ในกระบวนการ soil conditioner จึงเป็นแนวทางการแก้ไขปัญหาน้ำชะขยะที่น่าสนใจอย่างยิ่งสำหรับประเทศไทย ระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียภายใต้หลักการธรรมชาติช่วยธรรมชาติของโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ย อันเนื่องมาจากพระราชดำริ เป็นวิธีการที่อาศัยกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ธรรมชาติที่มีอยู่ในดินและน้ำภายใต้การสร้างสภาวะในระบบดินให้มีอนุภาคดินเหนียวที่เหมาะสม สามารถแสดงบทบาทของแหล่งตัวรับอิเลคตรอนให้เพียงพอต่อการหายใจของจุลินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (ไพบูลย์, 2528; สิทธิชัย, 2538; อรทัย, 2550; ศิวาพร, 2551 และนาวี, 2552) และการดูดยึดกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนในดินได้ (Nianpeng *et al*., 2012; Yaniria *et al*., 2014; Young and Tetsu, 2014; Fan *et al*, 2015; Zhaoliang *et al*, 2014 and Loretta *et al*, 2016) การวิจัยนี้ได้ทำการทดลองภายใต้สมมติฐานปริมาณอนุภาคดินเหนียวในระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียที่แตกต่างกันจะส่งผลต่อการย่อยสลายและการกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะในดินได้แตกต่างกัน

อุปกรณ์และวิธีการ

1. การวางแผนการทดลอง

วางแผนการทดลองแบบ Split Plot Design โดยมีแหล่งที่มาของน้ำเป็น main plot 2 แหล่ง (W_1 และ W_2) คือ น้ำชะขยะ (landfill leachate, LFL) และน้ำประปา (blank) และ Sub plot 4 ชนิด (S_1, S_2, S_3 และ S_4) คือ ดินราชบุรีผสมทรายหยาบ 4 อัตราส่วน (4:0, 3:1, 2:2 และ 1:3) ซึ่งทำให้เนื้อดินมีอนุภาคดินเหนียว 66%, 49.5%, 33%

และ 16.5% ตามลำดับ ทำการทดลอง 4 ซ้ำ จำนวน 32 ยูนิตทดลอง

2. การดำเนินการทดลอง

ทำการทดลองแบบระบบปิด โดยนำดิน 10 g ใส่ในขวด PE ขนาด 120 mL ใส่น้ำชะขยะและน้ำประปาในปริมาณที่ดินอิ่มตัว คือ 5, 4, 3 และ 2 mL ใน S_1, S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ ทำให้ยูนิตทดลองที่ใส่น้ำชะขยะมีปริมาณ C input ในระบบเท่ากับ 192.0, 153.6, 115.2 และ 76.8 µg C/g soil ใน S_1, S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ และปริมาณ ON และ NH_4-N^+ input เท่ากับ 34.4, 27.5, 20.6 และ 13.7 µg N/g soil และ 1.40, 1.12, 0.84 และ 0.56 µg N/g soil ใน S_1, S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ บ่มตัวอย่างที่อุณหภูมิห้อง และทำการเก็บตัวอย่างที่ระยะเวลาการบ่ม 1, 2, 4, 8 และ 16 สัปดาห์ ตามลำดับ

การตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน เนื่องจากในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดย Facultative anaerobes จะใช้เหล็ก $Fe(OH)_3$ และหรือ NO_3^- และ MnO_2 เป็นตัวรับอิเลคตรอนในขบวนการหายใจแบบไร้แก๊สออกซิเจน เพื่อเปลี่ยน organic C และ N ในน้ำเสียให้กลายเป็น CO_2 และ NH_4^+-N โดย $Fe(OH)_3$ เมื่อถูกใช้เป็นตัวรับอิเลคตรอนก็จะกลายเป็น Fe^{++} (ไพบูลย์, 2528) ดังนั้นการตรวจวัดปริมาณ COD (APHA, 2005), NH_4^+-N (Crooke and Simpson, 1971) และ Fe^{++} (Jackson, 1958) ที่เกิดในระบบจึงเป็นดัชนีที่ดีในการชี้วัดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยสกัดตัวอย่างดินด้วยน้ำกลั่นเพื่อวิเคราะห์ COD และสกัดด้วย 1N HCl เพื่อวิเคราะห์ NH_4^+-N และ Fe^{++} และการประเมินการกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบดิน ทำโดยการตรวจวัดสารอินทรีย์คาร์บอนในดิน (SOM) ด้วยวิธี Walkley and Black (1934) ในห้องปฏิบัติการเคมีวิเคราะห์ คณะสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

3. การวิเคราะห์ข้อมูล

คำนวณปริมาณคาร์บอนที่เหลือในระบบโดยใช้หลักการ Law of chemical equivalence quantities (Ewing *et al*., 1962) ปริมาณคาร์บอนที่เหลือในระบบจึงเท่ากับ ค่า COD x 3/8 และวิเคราะห์หาค่า correlation coefficient ของสัดส่วนอนุภาคดินเหนียวที่มีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำชะขยะและการกักเก็บคาร์บอนในดิน นำเสนอข้อมูลอธิบายโดยสมการทางคณิตศาสตร์ เมื่อพบว่าได้ค่า correlation coefficient (r) สูงเท่ากับระดับความเชื่อมั่นระดับนัยสำคัญ (95%) และระดับนัยสำคัญยิ่ง (99%) ซึ่งใช้เครื่องหมาย * และ ** ตามลำดับ ด้วยสมการ $y = a + bx$ โดยให้ x เป็นตัวแปรหลักและ y เป็นตัวแปรตาม a เป็นค่าจุดตัดแกนตั้ง (y) และ b เป็นค่า slope ของการเปลี่ยนแปลง แต่ถ้าความสัมพันธ์ไม่สูงถึงระดับนัยสำคัญ (น้อยกว่า 95%) ก็จะนำเสนอด้านค่าเฉลี่ย ($\bar{x}$) และค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD) ตามคำแนะนำทางสถิติของ Gomez and Gomez (1984)

ผลการทดลองและวิจารณ์

1. สมบัติของดินและน้ำชะขยะที่ใช้ในการทดลอง

ผลการวิเคราะห์สมบัติของดินและน้ำชะขยะจากสถานที่ฝังกลบขยะเทศบาลตำบลบ้านแหลม อำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี พบว่า ชุดดินราชบุรี (Tropaquept) ก่อนการทดลองเป็นดินเหนียวจัดที่เป็นกรด แต่มีปริมาณธาตุอาหารมากพอสำหรับกิจกรรมของจุลินทรีย์ ส่วนน้ำชะขยะพบว่า มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนสูง มีศักยภาพในการเป็นตัวให้อิเลคตรอนแก่จุลินทรีย์ แต่มีปริมาณ Cl^- และค่าความเค็มสูงซึ่งเป็นปัจจัยขัดขวางการทำงานของจุลินทรีย์จึงทำให้น้ำชะขยะไม่เกิดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Table 1)

Table 1 The Tropaquept soil properties and that of the landfill leachate (LFL).

Soil properties		The LFL properties	
Indicator	Value	Indicator	Value
Clay (%)	66	BOD (mg O_2/L)	180
Silt (%)	20	COD (mg O_2/L)	1,024
Sand (%)	14	O.C. (mg C/L)	384
pH	5.2	TKN (mg/L)	71.5
EC (ms/cm)	0.47	NH_4-N (mg N/L)	2.8
O.M. (%)	1.74	O.N. (mg N/L)	68.7
O.C. (ppm)	10,093	C: N	5.59:1
Active O.C.(ASOC, ppm)	7,771	Fe^{++} (mg/L)	0.02
O.N. (ppm)	870	pH	8.9
C: N	11.6: 1	Temp. (°C)	25.3
Active C:N ratio	8.93: 1	DO (mg O_2/L)	3.51
Soil CEC (me/100 g)	29.1	TDS (mg/L)	>1,999
Clay CEC (me/100 g)	38.8	EC (ms/cm)	16.8
Free Fe(III)-Fe (ppm)	18,637	Sal. (ppt)	9.9
Active Fe(III)-Fe (ppm)	5,200	Cl^- (mg/L)	4,490

2. การเปลี่ยนแปลงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน

การศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะ โดยตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือในระบบดินที่มีสัดส่วนดินเหนียวต่อทรายหยาบ 4 อัตรา (4:0, 3:1, 2:2 และ 1:3) ภายหลังการบ่มน้ำเสียที่ระยะเวลา 1, 2, 4, 8 และ 16 สัปดาห์ แสดงดัง Table 2

Table 2a และ 2b แสดงปริมาณคาร์บอนที่เหลืออยู่ในระบบจากอิทธิพลร่วมของดินและน้ำชะขยะและจากอิทธิพลของดินอย่างเดียว จากตารางที่ 2a พบว่า เมื่อเติมน้ำชะขยะในระบบทำให้มี C input เท่ากับ 192.0, 153.6, 115.2 และ 76.8 µg C/g soil ใน S_1, S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ และจากค่า LFL ระบบเกิดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์เกือบจะสมบูรณ์ตั้งแต่ในสัปดาห์แรกของการทดลอง และสมบูรณ์ใน 4 สัปดาห์ของการทดลอง โดยสังเกตได้จากปริมาณคาร์บอนเกือบจะคงที่จนถึงสัปดาห์ที่ 16 ของการทดลอง เหตุการณ์นี้แสดงถึงศักยภาพของระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียสามารถเกิดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือที่เรียกว่าการบำบัดได้ทันทีหลังการเติมน้ำเสียเข้าระบบ โดยกระบวนการบำบัดเป็นไปตามสมมติฐานที่ตั้งไว้ กล่าวคือ สารอินทรีย์คาร์บอนจะถูก Facultative anaerobes เอาไปใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกไปจากระบบ (ไพบูลย์, 2528; สิทธิชัย, 2538; อรทัย, 2550; ศิวาพร, 2551 และนาวี, 2552) และอีกส่วนหนึ่งจะถูกกักเก็บและค่อยๆ เปลี่ยนรูปเป็นฮิวมัสสะสมในดิน (Stevenson, 1982) โดยใช้ NO_3^- และ Active Fe(III) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในขบวนการ Anaerobic respiration ซึ่งเห็นได้ชัดเจนยิ่งขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับตาราง 2b ที่ใส่น้ำสะอาดในระบบ ในสัปดาห์แรกของการทดลองไม่พบปริมาณคาร์บอนในระบบ แต่เมื่อเวลาผ่านไปน้ำที่เติมในระบบเกิดกระบวนการ Hydrolysis สารอินทรีย์คาร์บอนที่มีอยู่ในดินออกมาเกิดกิจกรรมการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ จึงตรวจพบปริมาณ

Table 2 Change of untreated-C after aging for 16 weeks of saturation.

Soil No.	Saturation duration (wks) 1	2	4	8	16	r	a	b
a.	From soil + LFL (µg C/g soil)							
S_1	33.6	33.6	16.8	16.8	16.8	-0.703**	30.1	-1.061
S_2	32.6	32.4	16.6	15.6	11.9	-0.817**	30.0	-1.327
S_3	31.7	22.7	17.0	15.9	15.7	-0.691*	25.4	-0.774
S_4	30.7	20.4	15.4	15.4	15.4	-0.620*	23.6	-0.676
b.	From soil only (µg C/g soil)							
S_1	0	16.8	32.6	17.1	16.6	0.169^{ns}	$\bar{x}$ = 16.6	SD = 11.5
S_2	0	16.2	32.6	15.7	16.2	0.169^{ns}	$\bar{x}$ = 16.1	SD = 11.5
S_3	0	15.6	31.7	15.7	15.7	0.170^{ns}	$\bar{x}$ = 15.7	SD = 11.2
S_4	0	15.4	30.7	15.4	15.2	0.168^{ns}	$\bar{x}$ = 15.3	SD = 10.9

หมายเหตุ r = ค่า correlation coefficient, a เป็นค่าจุดตัดแกนตั้ง (y) และ b เป็นค่า slope ของการเปลี่ยนแปลง
* = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 95%, ** = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 99%
ns = แสดงความไม่แตกต่างกันทางสถิติ, $\bar{x}$ = ค่าเฉลี่ย และ SD = ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

คาร์บอนในระบบในสัปดาห์ที่ 2 และสูงสุดในสัปดาห์ที่ 4 หลังจากนั้นจึงเข้าสู่ระดับคงที่จนถึงสัปดาห์ที่ 16 ของการทดลอง และไม่พบความแตกต่างตลอดการทดลอง เมื่อพิจารณาตลอดการทดลองพบว่า ตำรับการทดลองที่เติมน้ำชะขยะ ชนิดดิน S_2 มีค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์สูงที่สุด คือเท่ากับ -0.817** รองลงมาคือ S_1, S_3 และ S_4 มีค่าเท่ากับ -0.703**, -0.691* และ -0.620* ตามลำดับ ที่เป็นเช่นนี้เนื่องจากสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลืออยู่นั้นจะเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีโครงสร้างซับซ้อน ส่วนใหญ่เป็นกรดอินทรีย์ ได้แก่ กรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก (Artiola and Fuller, 1982 ; King and Eliassen, 1993) ซึ่งจุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้อีกต่อไป ตัวรับอิเลคตรอนจึงไม่ใช่ Limiting factor ในระบบ แต่ระบบเกิดกระบวนการ Accumulation และ Humus transformation ซึ่งการผสมทรายหยาบในสัดส่วนที่เหมาะสมจะส่งเสริมให้เกิดกระบวนการ Soil aggregate granulation ได้ดีและเกิด Humus formation ได้ดียิ่งขึ้น (Six *et al*., 2002; Yaniria *et al*., 2014) จึงพบว่าเมื่อเวลานานขึ้นตำรับทดลอง S_2 มีปริมาณคาร์บอนที่ตรวจวัดได้ลดลงมากกว่า S_1 ดังนั้นการสร้างระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียสัดส่วนการผสมดินที่เหมาะสมจึงอยู่ที่อัตราดินเหนียว 3 ส่วนต่อทรายหยาบ 1 ส่วน จะสมดุลทั้งปริมาณตัวรับอิเลคตรอนเพื่อส่งเสริมกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของ Facultative anaerobes และปริมาณ Macropores ที่ช่วยให้เกิดกระบวนการ Soil aggregate granulation และ Humus formation ได้ดี

3. การเปลี่ยนแปลงปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจน

การเกิดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์จำเป็นต้องมีโปรตีนในปริมาณที่สมดุลย์กับสารอินทรีย์คาร์บอน ด้วยเพราะ Facultative anaerobes จำเป็นจะต้องเพิ่มประชากรโดยใช้โปรตีนจากน้ำเสียหรือจาก NH_4^+ ที่มีอยู่ในดิน ซึ่งปกติมักจะมีอยู่ไม่มากนัก อินทรีย์ไนโตรเจนที่ถูกใช้แล้วจะเกิด Mineralization เป็น NH_4^+-N ซึ่งสามารถถูกอนุภาค

Clay ซึ่งมีประจุลบดูดซับไว้ได้ การเปลี่ยนแปลงปริมาณ อินทรีย์ไนโตรเจนในการทดลองบ่มน้ำเสียและน้ำประปาในระบบดินที่มีสัดส่วนดินเหนียวต่างกันเป็นระยะเวลา 16 สัปดาห์ แสดงดัง Table 3

Table 3 Change of NH_4^+-N after aging for 16 weeks of saturation.

Soil No.	Saturation duration (wks)					r	a	b
	1	2	4	8	16			
a.	From soil + LFL (μg N/g soil)							
S_1	105.8	104.0	15.4	4.1	1.5	-0.760**	87.8	-6.71
S_2	70.8	69.9	13.1	3.6	1.4	-0.774**	59.7	-4.50
S_3	49.5	51.5	10.4	3.2	1.2	-0.779**	43.1	-3.22
S_4	32.9	20.5	8.3	2.6	1.0	-0.794**	23.9	-1.75
b.	From soil only (μg N/g soil)							
S_1	63.2	34.8	11.7	3.6	1.4	-0.754**	43.0	-3.23
S_2	51.8	24.0	10.2	3.1	1.3	-0.736**	33.7	-2.52
S_3	42.7	14.9	8.7	2.4	1.2	-0.695*	26.0	-1.93
S_4	25.1	13.0	7.9	2.2	1.0	-0.790**	17.7	-1.27

หมายเหตุ r = ค่า correlation coefficient, a เป็นค่าจุดตัดแกนตั้ง (y) และ b เป็นค่า slope ของการเปลี่ยนแปลง

* = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

** = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 99%

จาก Table 3a และ 3b พบการเกิด NH_4^+-N เป็นไปในทิศทางเดียวกัน กล่าวคือตรวจวัดพบปริมาณ NH_4^+-N สูงมากในสองสัปดาห์แรกของการทดลอง หลังจากนั้นจึงลดลงตลอดการทดลองอย่างมีนัยสำคัญยิ่ง และเมื่อพิจารณาจากสัดส่วนของดินเหนียวพบว่า S_1 มีปริมาณ NH_4^+-N สูงสุด รองลงมาคือ S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ การเกิด NH_4^+-N นี้เป็นไปตามสมมติฐานที่ตั้งไว้ กล่าวคือ ทันทีที่ขังน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์คาร์บอนสูง และมีตัวรับอิเลคตรอนเพียงพอ Facultative anaerobes จะต้องการโปรตีนเพื่อเพิ่มจำนวนประชากร จึงเกิดกระบวนการ Immobilization ดึงสารอินทรีย์ไนโตรเจนจากดินและน้ำเสียมาใช้และเกิดเป็น NH_4^+-N ที่ตรวจวัดได้ในระบบ (อรทัย, 2550; ศิวาพร, 2551 และนาวี, 2552) และเมื่อระยะเวลาการบ่มนานขึ้นปริมาณการเกิด NH_4^+-N ลดลงสอดคล้องกับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่พบในระบบลดลง เนื่องจากกระบวนการเกิด Humus formation นั้นต้องมี Sugar amine เป็นองค์ประกอบ (Stevenson, 1982) จึงมีความเป็นไปได้ที่ NH_4^+-N จะถูกนำไปใช้ในกระบวนการเกิด Humus formation และลดลงหายไปจากระบบ

4. การเปลี่ยนแปลงปริมาณเฟอรัส

โดยธรรมชาติแล้วเมื่อมีการเติมน้ำเสียจนดินอยู่ในสภาวะอิ่มตัว O_2 ในดินจะถูก Aerobes ใช้เพื่อหายใจและทำกิจกรรมหมดไปอย่างรวดเร็ว หลังจากนั้น Facultative anaerobes จะใช้ NO_3^-, MnO_2, Fe_2O_3 หรือ $Fe(OH)_3$ ที่มีอยู่ในดินในกระบวนการหายใจตามลำดับขั้นทาง Thermodynamic (Ponnamperuma, 1965) แต่เนื่องจาก Active

Fe(III) มีปริมาณมากในดิน จึงมีอิทธิพลสูงสุดในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของ Facultative anaerobes ดังนั้น Fe(II)-Fe จึงเป็นดัชนีชี้วัดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ที่ดี (Intaravicha *et al*., 2013) การเปลี่ยนแปลงปริมาณเฟอรัสในการทดลองบ่มน้ำเสียและน้ำประปาในระบบดินที่มีสัดส่วนดินเหนียวต่างกันเป็นระยะเวลา 16 สัปดาห์ แสดงดัง Table 4

Table 4 Change of Fe(II)-Fe after aging for 16 weeks of saturation.

Soil No.	Saturation duration (wks)					r	a	b
	1	2	4	8	16			
a.	From soil + LFL (μg Fe/g soil)							
S_1	2,504	2,382	1,674	1,647	803	-0.952**	2,463	-106.7
S_2	1,726	1,617	1,280	988	566	-0.974**	1,704	-75.6
S_3	1,100	841	847	584	430	-0.924**	1,004	-39.3
S_4	418	412	316	291	281	-0.815**	399	-8.88
b.	From soil only (μg Fe/g soil)							
S_1	2,563	1,971	1,777	1,621	881	-0.940**	2,344	-93.8
S_2	1,567	1,123	997	976	584	-0.880**	1,365	-50.9
S_3	874	623	530	418	378	-0.802**	726	-26.0
S_4	452	311	293	290	248	-0.709**	375	-9.06

หมายเหตุ r = ค่า correlation coefficient, a เป็นค่าจุดตัดแกนตั้ง (y) และ b เป็นค่า slope ของการเปลี่ยนแปลง
* = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
** = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 99%

จาก Table 4a และ 4b พบการเปลี่ยนแปลงปริมาณ Fe(II)-Fe เป็นไปในทิศทางเดียวกัน กล่าวคือ มีปริมาณลดลงตามระยะเวลาอย่างมีนัยสำคัญยิ่งในทุกตำรับทดลอง โดยพบปริมาณ Fe(II)-Fe สูงสุดใน S_1 และพบลดลงใน S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ เนื่องจากปริมาณ Active Fe(III) จะแปรผันตามปริมาณอนุภาคดินเหนียว (ไพบูลย์, 2528) จึงทำให้ตำรับทดลองที่มีอนุภาคดินเหนียวมากมีปริมาณ Active Fe(III) มากตามไปด้วย และเมื่อพิจารณาตามระยะเวลาการบ่มน้ำเสียพบว่าเป็นไปตามสมมติฐาน นั่นคือ พบการเกิดปริมาณ Fe(II)-Fe สูงในสองสัปดาห์แรกของการทดลองสอดคล้องกับปริมาณ NH_4^+-N ที่สูงเช่นเดียวกันและปริมาณคาร์บอนที่ลดลงเนื่องจากเกิดกระบวนการย่อยสลายหรือเรียกว่าการบำบัดกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ส่วนหนึ่งและอีกส่วนหนึ่งเกิด Humus transformation เก็บกักไว้ในดิน

5. การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์คาร์บอนในดิน

สารอินทรีย์คาร์บอนในดิน (soil organic matter) เป็นดัชนีชี้วัดที่สำคัญสามารถบ่งบอกถึงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มี Decomposition rate ต่ำและจะค่อยๆ เกิดการเปลี่ยนรูปเป็นฮิวมัสสะสมอยู่ในดิน (Stevenson, 1982) กล่าวคือ เกิดกระบวนการ Soil Carbon Sequestration นั่นเอง การทดลองนี้จึงได้ทำการตรวจวัดสารอินทรีย์คาร์บอน

ในดิน (SOC) โดยตรงด้วยวิธี Walkley and Black (1934) โดยไม่นำค่า 77% recovery มาคำนวณ ผลการทดลองแสดงดัง Table 5

Table 5 Change of ASOC after aging for 16 weeks of saturation.

No.	Saturation duration (wks)					r	a	b
	1	2	4	8	16			
a.	From soil + LFL (μg C/g soil)							
S_1	7,640	7,620	7,630	7,690	7,650	0.446^{ns}	$\bar{x}$ = 7,646	SD=27.0
S_2	6,200	6,200	6,000	5,700	6,400	0.232^{ns}	$\bar{x}$ = 6,100	SD=264.6
S_3	4,500	3,500	3,900	3,900	4,400	0.346^{ns}	$\bar{x}$ = 4,040	SD=409.9
S_4	2,000	1,800	1,900	1,700	2,000	0.431^{ns}	$\bar{x}$ = 1,880	SD=130.4
b.	From soil only (μg C/g soil)							
S_1	7,400	7,300	7,500	7,300	7,200	-0.697**	7,421	-13.0
S_2	6,000	6,000	5,900	5,700	5,800	-0.717**	5,975	-15.3
S_3	4,000	3,800	3,700	3,400	3,500	-0.769**	3,867	-30.1
S_4	2,000	1,600	1,700	1,600	1,500	-0.699**	1,817	-22.0

หมายเหตุ r = ค่า correlation coefficient, a เป็นค่าจุดตัดแกนตั้ง (y) และ b เป็นค่า slope ของการเปลี่ยนแปลง
** = แสดงความแตกต่างกันที่ระดับความเชื่อมั่น 99%
ns = แสดงความไม่แตกต่างกันทางสถิติ, $\bar{x}$ = ค่าเฉลี่ย และ SD = ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์คาร์บอนในดินภายหลังการทดลองบ่มน้ำชะขยะและน้ำประปาเป็นระยะเวลา 16 สัปดาห์ พบว่ามีแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลงแตกต่างกัน โดยในตำรับทดลองที่ใส่น้ำชะขยะไม่พบการเปลี่ยนแปลงของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนตลอดการทดลอง โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7,646±27, 6,100±264, 4,040±409 และ 1,880±130 μg C/g soil ใน S_1, S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ ส่วนตำรับทดลองที่ใส่น้ำประปาพบการเปลี่ยนแปลงอย่างมีนัยสำคัญยิ่งทั้ง 4 ชนิดดินในการทดลอง โดยมีค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เท่ากับ -0.697**, -0.717**, -0.769** และ -0.699** ใน S_1, S_2, S_3 และ S_4 ตามลำดับ เหตุที่เป็นเช่นนี้เนื่องจากในตำรับทดลองที่ใส่น้ำชะขยะนั้น ด้วยคุณสมบัติของน้ำชะขยะที่ประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนอีกทั้งยังมีค่า C: N ratio ประมาณ 5.5: 1 ทำให้กระบวนการย่อยสลายเกิดได้น้อย สารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายส่วนหนึ่งกลายเป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์และอีกส่วนหนึ่งจะถูกเก็บสะสมอยู่ในดินและค่อยๆ เปลี่ยนรูปเป็นฮิวมัส จึงทำให้ตลอดการทดลองไม่พบความแตกต่างของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในดิน แต่ในตำรับทดลองที่บ่มด้วยน้ำประปานั้น เมื่อเติมน้ำในระบบดินช่วยให้เกิดกระบวนการ Hydrolysis สารอินทรีย์คาร์บอนในดินประเภท Non humus formation (NHF) ออกมา Facultative anaerobes จึงสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนกลายเป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ (Lovely, 1997) จึงพบความเปลี่ยนแปลงทางลบอย่างมีนัยสำคัญยิ่งทั้ง 4 ชนิดดินตลอดการทดลอง

สรุป

การศึกษาบทบาทของอนุภาคดินเหนียวต่อทรายหยาบอัตราต่างๆ กัน ได้แก่ 4:0, 3:1, 2:2 และ 1:3 ที่มีผลต่อการย่อยสลายและการกักเก็บสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำชะขยะในระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสีย โดยวางแผนการทดลองแบบ Split Plot Design ใช้น้ำประปาเป็น Blank Subtraction Technique ทำการทดลองในระบบปิด เติมน้ำในระดับที่ดินอิ่มตัวพอดี และบ่มเป็นระยะเวลา 1, 2, 4, 8 และ 16 สัปดาห์ ผลการทดลองสรุปได้ดังนี้ 1) กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์เกิดขึ้นตั้งแต่สัปดาห์แรกของการทดลองและสมบูรณ์ในสัปดาห์ที่ 4 ของการทดลอง โดยสารอินทรีย์คาร์บอนจะถูก Facultative anaerobes เอาไปใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกไปจากระบบ และอีกส่วนหนึ่งจะถูกกักเก็บและค่อยๆ เปลี่ยนรูปเป็นฮิวมัสสะสมในดิน โดยใช้ Active Fe(III) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในขบวนการ Anaerobic respiration 2) สัดส่วนของอนุภาคดินเหนียวต่อทรายหยาบที่เหมาะสมต่อการสร้างระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำชะขยะอยู่ที่อัตราดินเหนียว 3 ส่วนต่อทรายหยาบ 1 ส่วน จะสมดุลทั้งปริมาณตัวรับอิเลคตรอนเพื่อส่งเสริมกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของ Facultative anaerobes และปริมาณ Macropores ที่ช่วยให้เกิดกระบวนการ Soil aggregate granulation และ Humus formation ได้ดี โดยให้ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เท่ากับ -0.817** และ 3) ระบบดินประยุกต์บำบัดน้ำเสียมีศักยภาพทั้งในด้านการย่อยสลาย NHF จากน้ำชะขยะและการกักเก็บ SOC ในดิน ประกอบกับเป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายต่ำ จึงควรเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมต่อการนำไปใช้แก้ปัญหาน้ำชะขยะในประเทศไทย

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ และภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

เอกสารอ้างอิง

กรมควบคุมมลพิษ. 2556. สถานการณ์ขยะของไทย วิกฤติขยะ 26 ล้านตัน กำจัดได้อย่างถูกต้องแค่ 7.2 ล้านตัน, แหล่งที่มา: http://thaipublica.org/2014/09/thailands-garbage-crisis, 2 กันยายน 2557.

นาวี จันทร์วงษ์. 2552. การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนเทศบาลเมืองเพชรบุรีโดยระบบดินสภาพเปียกสลับแห้งร่วมกับหญ้าอาหารสัตว์ 3 ชนิด. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

ไพบูลย์ ประพฤติธรรม. 2528. เคมีของดิน. ภาควิชาปฐพีวิทยา คณะเกษตร มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ. 502 น.

ศิวาพร ตั้งวานิชกพงษ์. 2551. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนเทศบาลเมืองเพชรบุรีจังหวัดเพชรบุรี ด้วยระบบดินน้ำขังสลับแห้งร่วมกับโสน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์. 2538. การใช้ดินตะกอนภาคพื้นสมุทรในสภาพน้ำขังสลับแห้งร่วมกับพืชเป็นต้นแบบ ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาเอก, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

ศูนย์ปฏิบัติการวิศวกรรมพลังงานและสิ่งแวดล้อม. 2540. รายงานฉบับสมบูรณ์ การทดสอบและประเมินผลระบบรวบรวมแก๊ส ระบบการผลิตและระบบจ่ายกระแสไฟฟ้าสำหรับโครงการผลิตกระแสไฟฟ้า จากแก๊สหลุมขยะขนาด 650 KW. ศูนย์ปฏิบัติการวิศวกรรมพลังงานและสิ่งแวดล้อม, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

อรทัย เชื้อวงษ์. 2550. การศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนเทศบาลเมืองเพชรบุรี จังหวัดเพชรบุรี ด้วยพุทธรักษา 3 พันธุ์ ในระบบดินน้ำขังสลับแห้งร่วมกับพืช. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

อรทัย เชื้อวงษ์, ไพบูลย์ ประพฤติธรรม และอรอนงค์ ผิวนิล. 2557. ประสิทธิภาพของระบบบ่อผึ่งในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลตำบลบ้านแหลม อำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี. การประชุมวิชาการมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ครั้งที่ 52, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 21 eds, American Public Health Association, Washington, DC.

Artiola, F.J. and W.H. Fuller. 1982. Humic substances in landfill leachates. Journal of Environmental Quality. II (4): 663-669.

Crooke, W.M. and W.E. Simpson. 1971. Determination of ammonium in Kjeldahl digests of crops by an automated procedure. Science of Food and Agriculture. 22: 9-10.

Ewing, C., Scott, A. Frank, and Kanda. 1962. The Nature of Atoms and Molecules. A general chemistry. 138: 506.

Fan, H.Z., Q.R. Chen, Y.S. Qin, K. Chen, S.H. Tu, M.G. Xu and W.J. Zhang. 2015. Soil carbon sequestration under long-term rice-based cropping systems of purple soil in Southwest China. Journal of Integrative Agriculture. 14(12): 2417-2425.

Gomez, K.A. and A.A. Gomez. 1984. Statistical procedure for agricultural research. 2nd Edition, John Wiley &Sons USA.

Huo, S., B. Xi, H. Yu, L. He, S. Fan and H. Liu. 2008. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. Environmental Science. 20(4): 492-498.

Intaravicha, N., P. Prabuddham and A. Popan. 2013. Potential of Thai Soil on the Anaerobic Treatment of Urban Wastewater in the Alternate Flooding and Drying of the Soil with Plant System, Modern Applied Science. 7(5).

Jackson, M. L. 1958. Soil Chemical Analysis. NJ: Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs.

King, P.H. and R.E. Elassen. 1993. Integrated Solid Waste Management. Consulting Ed. McGraw-Hill, Inc., Singapore. 978 p.

Loretta, T., N. Anna and B. Guido. 2016. Long-term effects of crop rotation, manure and mineral fertilisation on carbon sequestration and soil fertility. European Journal of Agronomy. 74: 47-55.

Lovley, D.R. 1997. Microbial Fe(III) in subsurface environments. FEMS Microbiology reviews. 20: 305-313.

Nianpeng, H., C. Quansheng, H. Xingguo, Y. Guirui and L. Linghao. 2012. Warming and increased precipitation individually influence soil carbon sequestration of Inner Mongolian grassland. China. Agriculture, Ecosystem and Environment. 158: 184-191.

Ponnamperuma, F.N. 1965. The chemistry of submerged soils. Adv. Agron. 24:29-96.

Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implication for C-saturation of soils. Plant Soi. 241: 155-176.

Stevenson, F. J. 1982. Humus Chemistry. USA: John Wiley & Sons, Inc, 443 p.

Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Sci. 63: 251-263.

Yaniria, S.L., L.P. Javier, H.W. David, D.J. Julie and A.G.M. Miquel. 2014. Aggregate formation and carbon sequestration by earthworms in soil from a temperate forest exposed to elevated atmospheric CO_2: A microcosm experiment. Soil Biology and Biochemistry. 68: 223-230.

Young, S.H and K.T. Tetsu. 2014. Calculating carbon mass balance from unsaturated soil columns treated with $CaSO_4$-minerals: Test of soil carbon sequestration. Chemosphere. 117: 87-93.

Zhaoliang, S., M. Karin and W. Hailong. 2014. Biogeochemical silicon cycle and carbon sequestration in agricultural ecosystems. Earth-Science Reviews. 139: 268-278.