



วิทยานิพนธ์

การฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการ
ทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่มีไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเลคตรอน

**ANAEROBIC BIOREMEDIATION OF TRICHLOROETHYLENE
USING VOLATILE FATTY ACIDS AS ELECTRON DONORS**

นายกฤษฎี หลวงเมือง

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

พ.ศ. 2550



ใบรับรองวิทยานิพนธ์

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สาขา

ภาควิชา

เรื่อง การฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบ
ไร้ออกซิเจนที่มีไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเลคตรอน

Anaerobic Bioremediation of Trichloroethylene Using Volatile Fatty Acids as Electron
Donors

นามผู้วิจัย นายคงฤทธิ์ หลวงเมือง

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์จันทิมา ชมสุรินทร์, Ph.D.)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ณัฐมกล วงศ์นาสุนทร, D.Eng.)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D.)

หัวหน้าภาควิชา

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์มงคล คำรงค์ศรี, Dr.Ing.)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์วินัย อาจคงหาญ, M.A.)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่ เดือน พ.ศ.

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

การฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการทางชีวภาพ
แบบไร้ออกซิเจนที่มีไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเลคตรอน

Anaerobic Bioremediation of Trichloroethylene Using Volatile
Fatty Acids as Electron Donors

โดย

นายคงฤทธิ์ หลวงเมือง

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์
เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)
พ.ศ. 2550

คงฤทธิ์ หลวงเมือง 2550: การฟื้นฟุน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทรีลีนด้วย
กระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่มีไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเลคตรอน
ปริญญานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) สาขาวิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก:
ผู้ช่วยศาสตราจารย์จิม่า ชมสุรินทร์, Ph.D. 113 หน้า

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทรีลีน (TCE)
ซึ่งเป็นสารที่ละลายตัวได้ยากทางธรรมชาติและเป็นสารก่อมะเร็งด้วยกระบวนการทางชีวภาพ
ภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจนในตู้ดินจำลอง ในการทดลองนี้ใช้ดินที่เก็บจากใต้ผิวน้ำบริเวณผนัง
บ่อที่รับน้ำชะมูลฝอยภายในสถานที่กำจัดมูลฝอยซึ่งมีลักษณะเป็นดินเหนียวมาทำหน้าที่เป็น
แหล่งจุลชีพและใช้เปลือกถั่วลิสงที่ถูกลดขนาดอยู่ในช่วง 0.5 – 2.36 mm. เป็นแหล่งผลิต
กรดไขมันระเหย (volatile fatty acids, VFAs) ซึ่งเป็นตัวให้อิเลคตรอน (electron donor)
ในกระบวนการ dechlorination ของ TCE

การศึกษาแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนแรกเป็นการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการบำบัด
โดยการหมักดินและเปลือกถั่วลิสง ผลการศึกษาพบว่า pH ในช่วง 6.87- 7.31 ค่าเฉลี่ย 7.06
(± 0.61) ส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนมีค่าระหว่าง 0.67 – 4.63 mg/l ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมต่อ
การเจริญของจุลชีพ จากการทดลองส่วนที่สอง เป็นการศึกษาการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน
สารไตรคลอโรเอทรีลีนด้วยกระบวนการ dechlorination ซึ่ง TCE ทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเลคตรอน
ตัวสุดท้ายและ VFAs เป็นตัวให้อิเลคตรอน ผลการศึกษาพบว่า สามารถบำบัด TCE ความเข้มข้น
เริ่มต้น 63.33 mg/l ได้เหลือ 33.60 mg/l ประสิทธิภาพการลดประมาณ 46.74 % ในเวลา 24 วัน
ความเข้มข้นของ VFAs มีค่า 0.25-0.76 mMCH₃COOH ค่าเฉลี่ย 0.47 (± 0.21) mMCH₃COOH
ความเข้มข้นของ VFAs ที่ลดลงแสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียอาจมีการนำเอา VFAs ไปใช้ใน
กระบวนการ dechlorination ส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนมีค่า 7.54-22.4 mg/l ค่าเฉลี่ย 14.43 (± 1.25)
mg/l และ pH อยู่ในช่วง 6.47-7.28 ค่าเฉลี่ย 6.83 (± 0.22) ซึ่งอยู่ในสภาวะที่เหมาะสมต่อ
กระบวนการ dechlorination

Kongrit Loungmuang 2007: Anaerobic Bioremediation of Trichloroethylene Using Volatile Fatty Acids as Electron Donors. Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Assistant Professor Cheema Chomsurin, Ph.D.
113 pages.

The objective of this research was to investigate anaerobic bioremediation of trichloroethylene in groundwater. Trichloroethylene is carcinogenic and it is difficult to remove from nature. In this study, soil was sampled from a landfill's leachate pond and was used as a rich source of natural microorganisms. Fermentation of the soil with shredded peanut shell produced volatile fatty acids (VFAs) which were used as electron donors in TCE dechlorination process. The peanut shell size was reduced to the range of approximately 0.5 to 2.36 mm.

The first part of the experiment studied VFA production from subsurface fermentation of peanut shell. It was found that the average pH was 7.06 (± 0.61) and ammonium ion was between 0.67 – 4.63 mg/l. In the second part, bioremediation of 63.33 mg/L TCE contaminated groundwater, was studied, It was found that TCE concentration reduced to 33.60 mg/L (46.74% reduction efficiency). Average VFAs in the system was 0.47 (± 0.21) mMCH₃COOH and the average ammonium ion was 14.43 (± 1.25) mg/l and pH was 6.83 (± 0.22).

Student's signature

Thesis Advisor's signature

____ / ____ / ____

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี เนื่องจากได้รับความอนุเคราะห์เป็นอย่างดีจากผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. จิมา ชมสุรินทร์ ประธานกรรมการผู้ควบคุมวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาให้คำปรึกษาแนะนำ และข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์ รวมทั้งตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น ตลอดจนการให้กำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์จนสำเร็จลุล่วง ผู้วิจัยขอขอบพระคุณในความกรุณาเป็นอย่างสูงมา ณ โอกาสนี้

ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นฤมล วงศ์นาสุนทร กรรมการวิชาเอก ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สัจญา สิริวิทยาปกรณ์ กรรมการวิชาการ และรองศาสตราจารย์ ภัชราภรณ์ สุวรรณวิทยา ประธานการสอบ ที่ได้กรุณาช่วยเหลือในการวางแผนและสร้างแนวทางในการวิจัย วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ ตลอดจนให้คำปรึกษาแนะนำและตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่าง ๆ จนวิทยานิพนธ์เล่มนี้เสร็จสมบูรณ์ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณเป็นอย่างสูงไว้ ณ ที่นี้

นอกจากนี้ ขอกราบขอบพระคุณคณาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ทุกท่าน ที่ประสิทธิ์ประสาทความรู้แก่ผู้วิจัย ขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ทุกท่านที่อำนวยความสะดวกต่างๆ รวมถึงให้กำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณ คุณพ่อ-คุณแม่ ญาติพี่น้องทุกคน รวมทั้งเพื่อน ๆ ที่คอยให้ความช่วยเหลือสนับสนุนและเป็นกำลังใจด้วยดีเสมอมากระทั่งวิทยานิพนธ์เล่มนี้ประสบผลสำเร็จ

คงฤทธิ์ หลวงเมือง

ตุลาคม 2550

สารบัญ

หน้า

สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(3)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์ของการวิจัย	4
ขอบเขตของการวิจัย	4
ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	5
การตรวจเอกสาร	6
อุปกรณ์และวิธีการ	57
อุปกรณ์	57
วิธีการ	63
ผลการทดลอง	69
สรุปและข้อเสนอแนะ	86
สรุป	86
ข้อเสนอแนะ	87
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	89
ภาคผนวก	98
ภาคผนวก ก กราฟมาตรฐาน TCE	99
ภาคผนวก ข ผลการทดลองในห้องปฏิบัติการ	104
ภาคผนวก ค การศึกษาองค์ประกอบต่างๆ ที่มีผลต่อการบำบัดสารTCE	106
ภาคผนวก ง การทดลองการบำบัดTCE ที่ปนเปื้อนน้ำใต้ดิน	111

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ผลของแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ต่อจุลชีพในระบบไร้ออกซิเจน	23
2	แหล่งพลังงานและอาหารของจุลชีพต่างๆ	28
3	ชนิดของแบคทีเรียต่างๆ ที่ดำรงชีพอยู่ได้ ณ อุณหภูมิต่างๆ	32
4	ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่เกี่ยวกับคุณสมบัติของดินโดยทั่วไป	43
5	ความเข้มข้นมาตรฐานของอินทรีย์คลอรีน ethylene ในน้ำใต้ดินประเทศไทย	44
6	สารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (VOCs) ที่พบในหลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชน จำนวน 66 แห่ง ในรัฐ California	51
7	คุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยและช่วงความเข้มข้น	52
8	พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของทราย	58
9	คุณสมบัติของดินและเปลือกถั่วลิสงที่ใช้ในการทดลอง	59
10	แผนการการดำเนินงานวิจัย	68
11	มวล TCE ในสถานะต่างๆที่เกี่ยวข้องกับการคำนวณและตัวโยที่ใช้	84
12	สมดุลมวล TCE ในช่วงการบำบัด	85
 ตารางผนวกที่		
ก1	พื้นที่ของ chromatogram ของTCE ที่ความเข้มข้นต่างๆ	100
ข1	ผลการวิเคราะห์ pH ของระบบก่อนการบำบัด TCE	105
ข2	ผลการวิเคราะห์ pH ของระบบก่อนการบำบัด TCE	105
ค1	ค่า pH ช่วงการบำบัดสารTCE	107
ค2	ปริมาณแอมโมเนียช่วงการบำบัดสารTCE	108
ค3	ปริมาณกรดVFAs ช่วงการบำบัดสารTCE	109
ค4	ปริมาณไนเตรด-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3^- \text{-N}$) ช่วงการบำบัดสารTCE	110
ง1	ปริมาณ TCE ช่วงการบำบัดสาร TCE	112
ง2	สมดุลมวล TCE ในช่วงการบำบัด TCE	113

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
1	การเคลื่อนที่ของสาร LNAPLs	11
2	การเคลื่อนที่ของสาร DNAPLs	12
3	reductive dechlorination ของ TCE	17
4	ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน	21
5	การวางตำแหน่งของPOMs	26
6	ชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated zone) และชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำ (Saturated zone)	37
7	รูปจำลองการทดลองของ Darcy	39
8	การไหลของน้ำใต้ดิน	41
9	การเกิดน้ำชะมูลฝอย	46
10	แบบจำลองคอลัมน์ที่ใช้ในการทดลอง	60
11	ค่าของ pH ก่อนบำบัด	71
12	ค่าแอมโมเนียก่อนการบำบัด	72
13	ค่า pH ช่วงการบำบัด TCE	74
14	ปริมาณแอมโมเนียช่วงการบำบัด TCE	76
15	ปริมาณของกรดVFA ในช่วงการบำบัด TCE	77
16	ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนในช่วงการบำบัด TCE	79
17	ค่าต่างๆที่ได้ศึกษาในการบำบัดสารTCE	80
18	คอลัมน์จำลองของการฟื้นฟู TCE แบบไร้ออกซิเจน	81
19	อัตราการการเปรียบเทียบการลดลงของTCE	82
20	แบบจำลองการนำไปใช้งานจริงการฟื้นฟูด้วยวิธี <i>in situ</i> bioremediation	88

ภาพผนวกที่

1	กราฟความเข้มข้นของ TCE กับพื้นที่ของ ของ chromatogram	101
---	---	-----

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

BTEX	=	Benzene, Toluene, Ethylbenzene และ Xylene
C_{benzene}	=	ความเข้มข้นของเบนซินในน้ำ
cm	=	เซนติเมตร
$C_s, \text{benzene}$	=	ความสามารถในการละลายน้ำของเบนซิน
$^{\circ}\text{C}$	=	องศาเซลเซียส
DNAPLs	=	Dense Nonaqueous Phase Liquids
$^{\circ}\text{E}$	=	standard electrode potential
$^{\circ}\text{F}$	=	องศาฟาเรนไฮต์
g/gmol	=	กรัมต่อกรัมโมล
h	=	aqueous-phase pressure head
K	=	hydraulic conductivity
K_d	=	partial coefficient
K_{oc}	=	adsorption coefficient
K_{OH}	=	ค่าคงตัวของอัตราเร็วของปฏิกิริยา
K_{ow}	=	Octanol-water partition coefficient
kPa	=	กิโลปาสกาล
k_{rw}	=	aqueous-phase relative permeability
LD_{50}	=	mean Lethal Dose 50
M	=	Molar
mg/kg	=	มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม
mg/L	=	มิลลิกรัมต่อลิตร
min	=	นาที
mM	=	มิลลิโมลาร์
mm	=	มิลลิเมตร
mole	=	โมล
m^3	=	ลูกบาศก์เมตร
n	=	ความพรุน
NAPLs	=	Nonaqueous Phase Liquids

คำอธิบายสัญลักษณ์และอักษรย่อ (ต่อ)

PAHs	=	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
PCE	=	Perchloroethylene
ppm	=	หนึ่งในล้านส่วน
TCE	=	Trichloroethylene
Q	=	อัตราการไหล
Re	=	Reynolds number
S.D.	=	ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
ss	=	stainless steel
TLV	=	ค่าความเป็นพิษเรื้อรัง
v	=	ความเร็วของการไหล
v _a	=	ความเร็วของน้ำในช่องว่าง
VOCs	=	Volatile Organic Compounds
x	=	ความเข้มข้นของสารในน้ำ

การฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการทางชีวภาพ แบบไร้ออกซิเจนที่มีไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเล็กตรอน

Anaerobic Bioremediation of Trichloroethylene Using Volatile Fatty Acids as Electron Donors

คำนำ

ในรอบทศวรรษที่ผ่านมาปริมาณของเสียอันตรายที่เกิดขึ้นทั่วประเทศมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นทุกปี โดยมีแหล่งกำเนิดมาจาก 2 แหล่งใหญ่ คือ จากกิจกรรมในชุมชนและจากการประกอบอุตสาหกรรม ประมาณร้อยละ 20-25 ของของเสียอันตรายที่เกิดขึ้นมีแหล่งกำเนิดจากกิจกรรมในชุมชน เช่น อู่ซ่อมรถ บ้านเรือน และสถานบริการน้ำมัน ของเสียอันตรายจากชุมชนที่พบเห็นบ่อย ได้แก่ แบตเตอรี่โทรศัพท์เคลื่อนที่ น้ำมันหล่อลื่นที่ใช้แล้ว แบตเตอรี่รถยนต์ ถ่านไฟฉาย หลอดฟลูออเรสเซนต์ และกระป๋องสเปรย์ต่าง ๆ ของเสียอันตรายจากชุมชนเหล่านี้ส่วนใหญ่มักถูกทิ้งรวมกับขยะทั่วไปเนื่องจากยังไม่มีการจัดการที่เหมาะสม (สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548) ในขณะที่การจัดเก็บและการกำจัดขยะยังไม่มีประสิทธิภาพและไม่สามารถดำเนินการได้อย่างทั่วถึง จากการศึกษาพบว่ามีเพียงร้อยละ 35 ของปริมาณขยะที่เกิดขึ้นในเขตเทศบาลทั่วประเทศที่ถูกกำจัดโดยวิธีการที่ถูกหลักสุขาภิบาล ส่วนที่เหลือรวมถึงขยะที่เกิดขึ้นนอกเขตเทศบาลส่วนใหญ่ไม่ได้รับการจัดการอย่างถูกหลักสุขาภิบาล โดยจะกำจัดด้วยวิธีการกองทิ้งหรือเผากลางแจ้ง (กรมควบคุมมลพิษ, 2547)

จากสถานการณ์ดังกล่าว ส่งผลให้น้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นบริเวณพื้นที่ฝังกลบและมีสารมลพิษประเภทต่าง ๆ ปนเปื้อน และมีการแพร่กระจายออกสู่สิ่งแวดล้อมภายนอก รวมถึงน้ำใต้ดิน สารมลพิษที่มีความวิกฤตมากชนิดหนึ่งคือ สารอินทรีย์คลอรีน ซึ่งส่วนใหญ่เป็นตัวทำลายอินทรีย์สำหรับการปนเปื้อนของ TCE ในประเทศไทย จากการตรวจสอบน้ำใต้ดินที่เก็บตัวอย่างจากบ่อตรวจสอบคุณภาพน้ำ (monitoring well) ของสถานที่กำจัดมูลฝอยชุมชน (Sriwong and Chomsurin, 2006) พบว่า มีการปนเปื้อนของ TCE ในน้ำใต้ดินบริเวณสถานที่กำจัดมูลฝอยในระดับความเข้มข้นที่สูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานในบางเวลา นอกจากนี้จากการศึกษาการปนเปื้อนของสารอินทรีย์คลอรีนในดินและน้ำใต้ดินและกรณีศึกษาของประเทศไทย โดย มีศักดิ์ และคณะ (2544) ซึ่งได้ดำเนินการ

ศึกษาวิจัยเพื่อตรวจสอบการปนเปื้อนของสาร TCE ในดินและน้ำใต้ดินบริเวณโรงงานในพื้นที่นิคมอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งที่มีการใช้สาร TCE ในกระบวนการผลิต 3 โรงงาน ผลการศึกษาพบว่า มีการปนเปื้อนของสาร TCE ในดินและน้ำใต้ดินบริเวณโรงงานผลิตเครื่องประดับสตรีและโรงงานผลิตสายนาฬิกาโลหะ ซึ่งใช้ TCE ในการทำความสะอาดผลิตภัณฑ์ก่อนบรรจุหีบห่อและโรงงานผลิตแผ่นเซรามิกสำหรับวงจรอิเล็กทรอนิกส์ ซึ่งใช้ TCE เป็นวัตถุดิบผสมผงดินสำหรับนำไปอัดขึ้นรูปเป็นแผ่นเซรามิกบาง โดย TCE จะช่วยประสานให้แผ่นเซรามิกมีความเหนียวไม่แตกหักง่าย โรงงานทั้ง 3 แห่ง เปิดดำเนินการมาประมาณ 8-10 ปี คาดว่ามีของเสีย TCE ที่ถูกทิ้งลงดินและรั่วไหลจากถังเก็บสู่ดินและน้ำใต้ดินปริมาณมากเนื่องจากการตรวจพบ TCE ในหน่วย mg/l เป็นบริเวณกว้าง

นอกจากนี้ TCE ยังเป็นสารที่สลายตัวได้ยากในสิ่งแวดล้อม มีความเป็นพิษสูง และที่สำคัญคือเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (carcinogenic reagents)

การบำบัดสารมลพิษที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมด้วยวิธีทางชีวภาพ (bioremediation) มีค่าใช้จ่ายน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับการบำบัดสิ่งปนเปื้อนในดินและน้ำวิธีอื่น ๆ นอกจากนี้ยังสามารถทำได้ง่ายเนื่องจากไม่ต้องการเทคโนโลยีขั้นสูงและไม่มีปัญหาด้านการปนเปื้อนของสารพิษออกสู่สิ่งแวดล้อมภายนอก และเป็นวิธีหนึ่งที่ได้รับการนิยมนำมาใช้ เนื่องจากจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในดินตามธรรมชาติสามารถย่อยสลายหรือแปลงสภาพสารมลพิษให้กลายเป็นสารที่มีความเป็นพิษน้อยลงโดยไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมตามมา โดยสามารถใช้ได้ทั้งระบบที่ใช้ใช้ออกซิเจน (aerobic) และไร้ออกซิเจน (anaerobic) ในสภาวะไร้ออกซิเจนมีความยุ่งยากน้อยกว่าการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน จึงเป็นที่นิยมในการฟื้นฟูพื้นที่บางแห่ง การบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจุลินทรีย์จะย่อยสลายสารปนเปื้อนในดินเพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงาน และได้ผลิตภัณฑ์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทน (Tchobanoglous *et al.*, 1993) เมื่อจุลินทรีย์ตายลงจะไม่ทำให้เกิดอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม ดังนั้น bioremediation ในระยะยาวระบบนี้จึงเป็นการรักษาสมดุลของระบบนิเวศด้วย

มีการศึกษาพบว่าสารในกลุ่ม อินทรีย์คลอรีนสามารถถูกย่อยสลายหรือลดรูปกลายเป็นสารที่เป็นพิษน้อยลงด้วยกระบวนการ reductive dechlorination ซึ่งในกระบวนการนี้สารประกอบอินทรีย์คลอรีน จะถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย (final electron acceptor) สำหรับกระบวนการหายใจของจุลินทรีย์ ส่งผลให้เกิดการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์หรือเปลี่ยนเป็นสารที่มีพิษน้อยลง

ถ้ามีตัวให้อิเล็กตรอน (electron donor) ที่เหมาะสมและเพียงพอ และเกิดขึ้นภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน โดยจุลินทรีย์จำพวก anaerobic dechlorinating (Pankow and Cherry, 1995; Schollhorn *et al.*, 1997; Wu *et al.*, 1998; Vera *et al.*, 2001; Brennan *et al.*, 2004a) วิธีการหนึ่งที่ได้รับ ความสนใจคือ การจัดหาสารประกอบอินทรีย์เพื่อให้เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนอย่างต่อเนื่องจากการย่อยสลายของวัสดุจำพวก polymeric organic materials (POMs) ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งอิเล็กตรอนจะถูกปล่อยออกมาช้า ๆ อย่างต่อเนื่อง (Madigan *et al.*, 1997; Wu *et al.*, 1998; Vera *et al.*, 2001; Brennan *et al.*, 2004a)

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษากระบวนการฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสาร trichloroethylene (TCE) ซึ่งเป็นตัวแทนของสารอินทรีย์คลอรีน โดยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนและใช้เปลือกถั่วลิสงซึ่งเป็นวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตรและสามารถจัดหาได้ง่ายเป็นตัวแทน POMs ในการเป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนสำหรับจุลินทรีย์

วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาศักยภาพของเปลือกถั่วลิสงในการผลิตกรดไขมันระเหย ซึ่งเป็นตัวให้อิเลคตรอนในการถ่ายเทอิเล็กตรอนในกระบวนการ dechlorination และองค์ประกอบอื่น ๆ ที่มีผลต่อกิจกรรมของจุลชีพในดิน
2. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในย่อยสลายสาร Trichloroethylene โดยวิธีการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนโดยการทดลองแบบต่อเนื่อง และมีเปลือกถั่วลิสงเป็นแหล่งผลิตกรดไขมันระเหยซึ่งเป็นตัวให้อิเลคตรอนในกระบวนการ dechlorination

ขอบเขตของการวิจัย

1. ดำเนินการวิจัยการฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการทางชีวภาพภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจนโดยการผลิตกรดไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเลคตรอน โดยศึกษาในคอลัมน์จำลองการฟื้นฟู
2. การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน โดยใช้ดินที่เก็บจากผนังบ่อรับน้ำชะมูลฝอยเป็นแหล่งจุลชีพในการบำบัดและใช้เปลือกถั่วลิสงทำหน้าที่เป็นแหล่งอาหารและแหล่งพลังงานของจุลชีพ เพื่อศึกษาศักยภาพการผลิต VFAs และปัจจัยอื่น ๆ ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพ การทดลองในส่วนนี้จะทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องจำนวน 4 พารามิเตอร์ ได้แก่ พีเอช (pH) กรดไขมันระเหย (total volatile fatty acids: VFAs, mM as CH_3COOH) แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (ammonia-nitrogen: $\text{NH}_3\text{-N}$, mg/l) และไนเตรต-ไนโตรเจน (nitrate-nitrogen: $\text{NO}_3\text{-N}$, mg/l) โดยการทดลองแบบต่อเนื่องในคอลัมน์ที่เป็นระบบปิด ณ ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ทำการทดลองเป็นเวลา 30 วัน ทำการเก็บตัวอย่างวันละ 2 ครั้ง เพื่อวิเคราะห์ปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพดังกล่าวข้างต้นทั้งหมดจะดำเนินการภายใต้สภาวะแวดล้อมเดียวกันคืออยู่ภายใต้สภาวะแวดล้อมของห้องปฏิบัติการที่อุณหภูมิห้อง

3. ใช้ TCE เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์คลอรีนกลุ่มไฮโดรคาร์บอนเตรียมโดยใช้สารละลาย TCE สกัดด้วยน้ำกลั่นเป็นตัวทำละลายเป็นน้ำใต้ดินปนเปื้อนแบบสกัดที่ใช้ที่ความเข้มข้น 100 mg/l เนื่องจากจุลชีพสามารถดำเนินกิจกรรมต่าง ๆ ได้

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบศักยภาพของเปลือกถั่วในการใช้เป็นตัวผลิตกรดไขมันระเหยซึ่งใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอน
2. ทราบถึงอัตราการย่อยสลายสาร TCE ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินในระบบการทดลอง โดยวิธีการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนโดยการทดลองแบบต่อเนื่อง โดยจุลชีพในดิน ซึ่งมีเปลือกถั่วลิสงเป็นแหล่งให้ VFAs ซึ่งเป็น electron donor ในการถ่ายเทอิเล็กตรอนในกระบวนการ dechlorination
3. นำข้อมูลที่ได้จากงานวิจัยนี้ ไปใช้บำบัด TCE ซึ่งปนเปื้อนน้ำใต้ดินในสถานที่จริง

การตรวจเอกสาร

1. คุณสมบัติของสารประกอบอินทรีย์คลอรีน

สารอินทรีย์คลอรีน ได้แก่ กลุ่มไฮโดรคาร์บอนระเหยที่มีธาตุคลอรีนในโมเลกุล ได้แก่ สารเคมีที่สังเคราะห์ใช้ในอุตสาหกรรม สารอินทรีย์คลอรีนนี้มีความเป็นพิษมากกว่าและเสถียรตัวในสิ่งแวดล้อมมากกว่าสารอินทรีย์ที่ไม่มีคลอรีนเป็นองค์ประกอบ เพราะมีโครงสร้างที่มีพันธะระหว่างคาร์บอนและธาตุกลุ่มฮาโลเจนที่ทนทานมาก ยากต่อการสลายตัวในธรรมชาติ ทางชีวภาพ ทางกายภาพ หรือโดยทางวิธีเคมีทั่วไป มีความคงตัวสูงและสะสมได้นาน สลายตัวทางชีวภาพได้ยาก ครอบคลุมการทำงานของสารพันธุกรรม หรือยับยั้งปฏิกิริยาชีวเคมีในเซลล์ และมีฤทธิ์ในการก่อมะเร็ง หรือกระตุ้นการเกิดมะเร็งได้

ในกลุ่มสารอินทรีย์คลอรีนนี้ trichloroethylene (TCE) ซึ่งเป็นสารตัวทำละลายในน้ำยาซักแห้ง น้ำยาละลายคราบน้ำมัน หรือคราบไขมัน และเรซินต่าง ๆ ที่ใช้ในอุตสาหกรรม พบปนเปื้อนได้บ่อยและได้รับการศึกษาค้นคว้าวิจัยมานานมากกว่า 30 ปี ในด้านผลกระทบต่อสุขภาพของสัตว์ทดลองและมนุษย์ TCE เป็นก่อมะเร็งชนิดร้ายแรง (มีศักดิ์ และคณะ, 2544)

คุณสมบัติต่าง ๆ ของสารอินทรีย์คลอรีน

1.1 ความดันไอ (Vapor Pressure)

คือความเข้มข้นในรูปก๊าซที่สถานะสมดุลของของเหลวบริสุทธิ์ที่อุณหภูมินั้น ๆ หรือความดันที่เกิดจากไอของสารนั้นในบริเวณจำกัดซึ่งขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ ถ้าสารนั้นมีความสามารถระเหยได้ดีก็就会有ความดันไอที่สูง โดยทั่วไปสารอินทรีย์ระเหยชนิดไม่มีขั้วจะมีความดันไอสูงกว่าชนิดที่มีขั้วเนื่องจากสารอินทรีย์ระเหยชนิดไม่มีขั้วต้องการระดับพลังงานที่ต่ำสำหรับการเปลี่ยนสถานะจากของเหลวไปเป็นก๊าซ นอกจากนี้ยังพบว่าอุณหภูมิมีผลกับความดันไอบ้าง โดยเมื่อจุดเดือดของสารประกอบมีอุณหภูมิสูง ค่าความดันไอของสารประกอบนั้นก็จะมีค่าสูงตามไปด้วย (Carr and Hughes, 1998)

1.2 ความสามารถในการละลายน้ำ (water solubility)

เป็นค่าการละลายของสารในน้ำในสถานะสมดุล ถ้าสารนั้นมีน้ำหนักโมเลกุล (molecular weight) สูง จะละลายน้ำได้น้อย ส่งผลให้ความสามารถในการละลายน้ำ (water solubility) น้อยลงด้วย โดยสารประกอบที่มีขั้วมีแนวโน้มที่จะสามารถละลายน้ำได้ดีกว่า สารประกอบที่ไม่มีขั้ว ซึ่งสารประกอบอินทรีย์ที่มีคาร์บอนและไฮโดรเจนเป็นองค์ประกอบ มีแนวโน้มที่จะไม่ละลายน้ำหรือมีความสามารถในการละลายน้ำต่ำ (Carr and Hughes, 1998) ในการทดลองถ้าสารมีความสามารถละลายน้ำได้ดี มีแนวโน้มที่จะถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย

สัดส่วนของก๊าซต่อของเหลว (gas/ liquid partitioning) ของสารประกอบระหว่างการแยกสถานะ กรณีที่สัดส่วนนี้เป็นสัดส่วนของสารประกอบระหว่างสถานะก๊าซและของเหลว (น้ำ) สัมประสิทธิ์ของสัดส่วนนี้จะเรียกว่า ค่าสัมประสิทธิ์ของเฮนรี (Henry's law coefficient) หรือค่าคงที่ของเฮนรี ซึ่งใช้อธิบายถึงความสามารถในการละลายของก๊าซลงในของเหลว เมื่อสารเคมีระเหยได้ละลายลงในน้ำ จะมีสารเคมีอยู่ในก๊าซบางส่วนลอยอยู่เหนือผิวน้ำ (ความดันไอของสารต่อความสามารถในการละลาย) ดังนั้นค่าคงที่ของกฎเฮนรีสามารถบ่งบอกได้ถึงความสามารถระเหยกลายเป็นไอของสารเคมีที่ละลายในน้ำ

โดย Henry's law กล่าวว่าที่ภาวะสมดุลความเข้มข้นของสารเคมีในน้ำเป็นปฏิภาคโดยตรงกับความดันย่อย (partial pressure) ของสารเคมีนั้นในอากาศ (headspace) ซึ่งแสดงในสมการที่ (1) ดังนี้

$$P = H \cdot X \quad (1)$$

โดย

P เป็นความดันย่อยของสาร มีหน่วยเป็นบรรยากาศ [atm]

H เป็น Henry's law constant มีหน่วยเป็นบรรยากาศ x ลูกบาศก์เมตร/โมล
[atm.m³/mole]

X เป็นความเข้มข้นของสารในน้ำ มีหน่วยเป็นโมล/ลูกบาศก์เมตร [mole/m³]

Henry's law constant อาจถูกพิจารณาว่าเป็นสัมประสิทธิ์การกระจายตัว (partition coefficient) ของสารที่เกิดขึ้นในอากาศและน้ำ ดังนั้นจึงสามารถเขียนสมการแสดง Henry's law constant ได้ดังสมการที่ (2)

$$H = \frac{VP}{S} \quad (2)$$

โดย

VP เป็นความดันไอของสาร (vapor pressure) มีหน่วยเป็นบรรยากาศ [atm]

S เป็นค่าการละลายน้ำของสาร (solubility) มีหน่วยเป็นโมล/ลูกบาศก์เมตร [mole/m³]

สารที่ละลายน้ำได้ดีและมีค่าความดันไอดำ มีแนวโน้มจะระเหยกลายเป็นไอจากน้ำได้น้อย โดยทั่วไปสารที่มีค่า Henry's law constant น้อยกว่า 10⁻⁵ atm.m³/mole การระเหยกลายเป็นไอจะเกิดขึ้นได้น้อยและถือว่าไม่นับสำคัญ ถ้าสารมีค่า Henry's law constant น้อยกว่าหรือเท่ากับ 10⁻⁷ atm.m³/mole ถือว่าไม่มีการระเหยออกจากสารละลาย มีผลทำให้ความเข้มข้นในสารละลายเพิ่มขึ้นเนื่องจากการระเหยของน้ำออกจากสารละลาย สำหรับสารที่มีค่า Henry's law constant มากกว่า 10⁻⁵ atm.m³/mole การระเหยกลายเป็นไอจากน้ำมีนัยสำคัญและอาจเป็นวิถีทางของการสูญเสียสารออกจากน้ำอีกทางหนึ่ง (กองจัดการสารอันตรายและกากของเสีย, 2543)

1.3 สัมประสิทธิ์การดูดซับในดิน (soil adsorption coefficient)

การดูดซับสารอินทรีย์คลอรีน ในดินสามารถแสดงโดยค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัวของสารระหว่างดินและน้ำ (partitioning coefficient, K_d) (กองจัดการสารอันตรายและกากของเสีย, 2543) ซึ่งแสดงในสมการที่ (3) ดังนี้

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (3)$$

โดย

C_s เป็นความเข้มข้นของสารในดิน [ไมโครกรัมของสารที่ถูกดูดซับ/กรัมของดิน]

C_w เป็นความเข้มข้นของสารในน้ำ [ไมโครกรัมของสารที่ละลายน้ำ/กรัมของน้ำ หรือไมโครกรัมของสารที่ละลายน้ำ/ลิตร]

เนื่องจากการดูดซับของสารอินทรีย์คลอรีนในดินส่วนใหญ่เป็นการดูดซับโดยสารอินทรีย์คาร์บอน (organic carbon) ดินต่างชนิดกันจะมีส่วนประกอบของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ต่างกัน ดินที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนสูงก็สามารถดูดซับเอาสารอินทรีย์คลอรีนที่ปนเปื้อนไว้ได้มาก และดินที่มีปริมาณสารอินทรีย์ของธาตุคาร์บอนต่ำก็จะสามารถดูดซับสารอินทรีย์คลอรีนไว้ได้น้อย จึงทำให้ค่า partitioning coefficient ของสารอินทรีย์คลอรีนในดินชนิดต่างกันมีค่าแตกต่างกันอย่างมาก ดังนั้นการดูดซับสารอินทรีย์คลอรีนในดินจึงมีการนำเอาเปอร์เซ็นต์สารอินทรีย์คาร์บอนมาคำนวณด้วย ได้เป็นค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับ (adsorption coefficient, k_{oc}) ซึ่งแสดงในสมการที่ (4) ดังนี้

$$k_{oc} = \frac{K_d \times 100}{\%OC} \quad (4)$$

โดย % OC (organic carbon) เป็นร้อยละของสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีอยู่ในดิน ซึ่งค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับสารอินทรีย์คลอรีนในดินต่างชนิดกันจะมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก จึงสามารถนำมาเปรียบเทียบกันได้

1.4 ความสามารถในการแตกตัว (Ionization)

เป็นค่าที่มีความสำคัญอีกค่าหนึ่งของสารอินทรีย์คลอรีน เพราะเป็นค่าที่แสดงว่าสารอินทรีย์ระเหยนั้นมีความเข้มข้นมากเพียงใดในสารละลาย โดยสารอินทรีย์ระเหยที่มีความสามารถในการแตกตัวในน้ำมากจะมีค่าคงที่ของการแตกตัว (ionization constant) มากด้วย (Carr and Hughes, 1998)

1.5 ค่าสัมประสิทธิ์การแบ่งแยกน้ำกับออกทานอล

(Octanol-water partition coefficient, K_{ow})

เป็นค่าที่บอกถึงว่าสารประกอบอินทรีย์จะแบ่งแยกระหว่างข้างน้ำกับข้างอินทรีย์มากน้อยขนาดไหน ถ้า K_{ow} มีค่ามาก จะเป็น hydrophobic คือ ไม่ชอบน้ำ จะไปจับกับอนุภาคอื่นหรือบอกได้ว่าถ้าสารนั้นถูกปล่อยทิ้งลงพื้นดิน สารนั้นจะติดอยู่บนพื้นดินมากกว่าที่จะไหลซึมลงสู่ น้ำใต้ดิน แต่ถ้า K_{ow} มีค่าน้อยกว่า 10 จะเป็น hydrophilic คือ ชอบน้ำ ละลายน้ำได้มาก

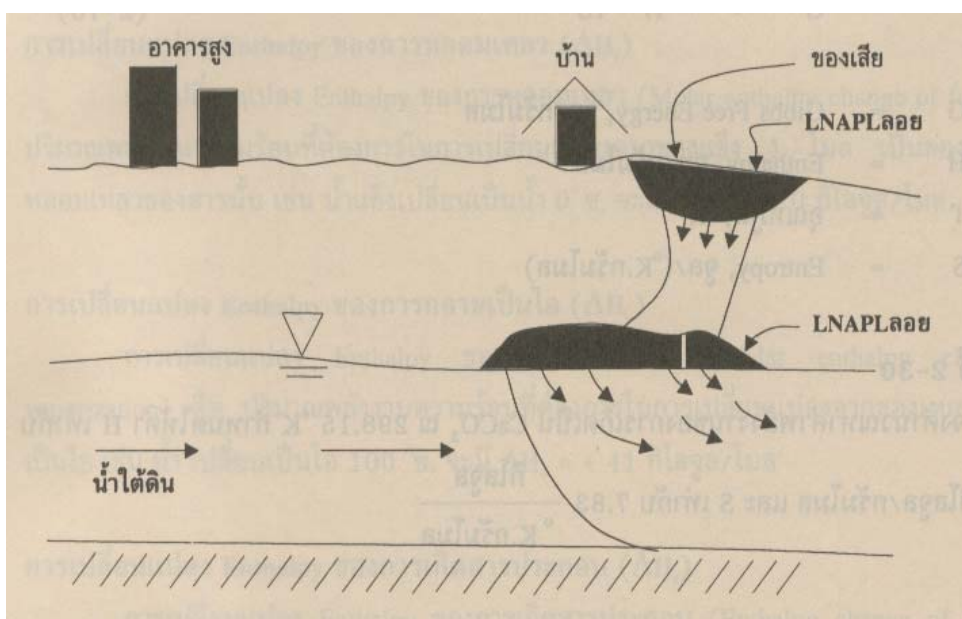
2. ของเหลวไม่ละลายน้ำ (Nonaqueous Phase Liquids, NAPLs)

ของเหลวไม่ละลายน้ำในที่นี้ คือ สารเคมีเสี่ยงอันตรายที่ไม่ละลายน้ำ และเป็นของเหลวที่ไม่มีน้ำเจือปนแต่เป็นของเหลวสารเคมี ซึ่งมีชื่อย่อภาษาอังกฤษว่า NAPLs โดยสามารถแบ่งออกในเชิงความหนาแน่นได้ 2 ชนิด ดังนี้

LNAPLs (Light Nonaqueous Phase Liquids) เป็นของเหลวชนิดที่มีน้ำหนักเบา หรือมีความหนาแน่นต่ำ โดยทั่วไปจะลอยอยู่บนผิวน้ำ เช่น styrene, gasoline, diesel, jet fuel เป็นต้น

DNAPLs (Dense Nonaqueous Phase Liquids) เป็นของเหลวชนิดที่มีน้ำหนักมากกว่า LNAPLs หรือมีความหนาแน่นมาก โดยทั่วไปจะจมอยู่ใต้น้ำ เช่น PAHs, TCE, PCE เป็นต้น

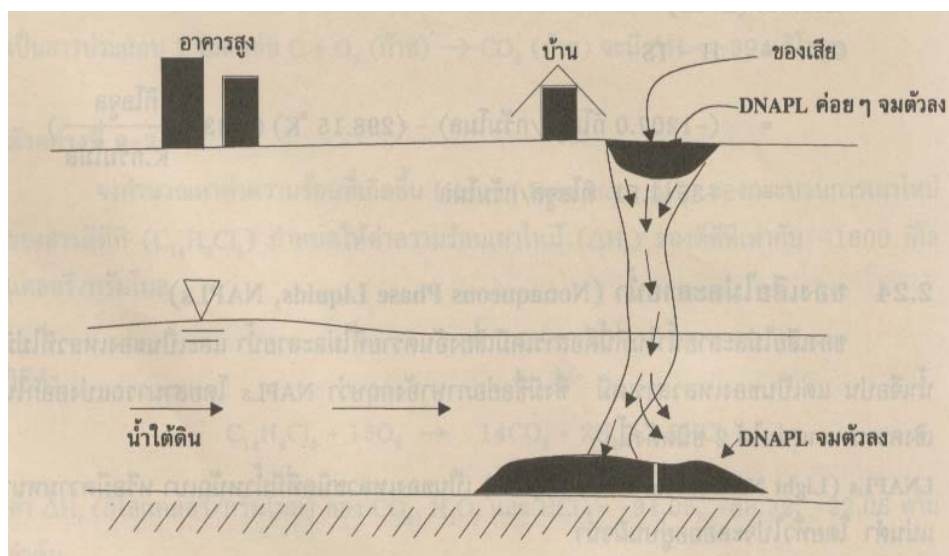
เมื่อพวก LNAPLs ถูกปล่อยทิ้งลงสู่พื้นดิน จะไหลซึมลงชั้นใต้ดิน พวกสาร LNAPLs จะลอยอยู่บนชั้นน้ำใต้ดินดังแสดงในภาพที่ 1 ซึ่งสามารถเก็บตัวอย่าง และวิเคราะห์ได้ง่ายเพราะมักจะอยู่บนผิวน้ำบน ๆ ถ้าไหลผ่านบ่อน้ำตื้น จะพบเห็นสาร LNAPLs ได้ชัดเจน



ภาพที่ 1 แบบการเคลื่อนที่ของสาร LNAPLs

ที่มา: เกรียงศักดิ์ (2546)

สำหรับสาร DNAPLs ถูกปล่อยทิ้งลงสู่พื้นดิน จะไหลซึมลงชั้นใต้ดิน พวกสาร DNAPLs จะค่อย ๆ จมลงใต้ดินดังแสดงในภาพที่ 2 ซึ่งยากลำบากในการเก็บตัวอย่าง เพราะจะจมลงลึก และยากที่จะสูบขึ้นออก



ภาพที่ 2 แบบการเคลื่อนที่ของสาร DNAPLs

ที่มา: เกรียงศักดิ์ (2546)

3. การปนเปื้อนของสารอินทรีย์คลอรีนในน้ำชะมูลฝอยลงสู่แหล่งน้ำใต้ดิน

สารอินทรีย์คลอรีน ที่ปนเปื้อนในน้ำชะมูลฝอย เกิดจากการที่หลุมฝังกลบหรือสถานที่กำจัดมูลฝอยมีองค์ประกอบของมูลฝอยที่เป็นสารอินทรีย์ในปริมาณมาก การย่อยสลายสารอินทรีย์โดยทั่วไปจะมีขั้นตอนดังนี้คือ การแตกสลายสารโมเลกุลใหญ่ (hydrolysis) การผลิตกรด (acid production) และการผลิตก๊าซ ซึ่งกรดที่เกิดขึ้นเป็นกรดอินทรีย์อย่างง่าย เช่น กรดอะซิติก (acetic- acid) กรดโพรพิโอนิก (propionic acid) และกรดบิวทิริก (butyric acid) ซึ่งจัดเป็นอินทรีย์คลอรีนประเภทหนึ่ง นอกจากนี้สารอินทรีย์คลอรีนที่ปนเปื้อนในน้ำชะมูลฝอยยังมีสาเหตุมาจากสถานที่กำจัดมูลฝอยมีการปนเปื้อนของมูลฝอยอันตรายซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้หลุมฝังกลบมีสารอินทรีย์คลอรีนเกิดขึ้น สารอินทรีย์คลอรีนที่เกิดขึ้นจะเคลื่อนที่ไปกับมวลของน้ำหรือของเหลวในชั้นมูลฝอยผ่านชั้นมูลฝอยลงสู่ด้านล่างของหลุมฝังกลบ ทำให้น้ำชะมูลฝอยมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์คลอรีน

การเคลื่อนที่ของน้ำชะมูลฝอยตามเวลาในหลุมฝังกลบที่ไม่มีระบบกันซึม ในช่วงแรกน้ำชะมูลฝอยจะเคลื่อนที่ในแนวตั้ง (vertical flow) ผ่านชั้นดินที่มีค่าความสามารถในการซึมน้ำสูง ได้แก่ ชั้นทรายปนทรายแป้ง (silty sand) หลังจากนั้นจะเคลื่อนที่ในแนวราบ (horizontal excursion) ผ่านชั้นดินปนทรายและชั้นกรวดหินซึ่งมีความสามารถในการซึมผ่านได้มากขึ้น (Sara, 1993) น้ำชะมูลฝอยสามารถเคลื่อนที่ลงสู่แหล่งน้ำใต้ดินได้ในกรณีที่หลุมฝังกลบไม่มีระบบป้องกัน การไหลซึมออกสู่ชั้นน้ำใต้ดิน หรือระบบป้องกันการซึมไม่มีประสิทธิภาพพอ ทำให้ปริมาณสารมลพิษต่าง ๆ กระจายลงสู่ชั้นน้ำใต้ดินด้วย กระบวนการทางธรรมชาติอาจช่วยยับยั้งการกระจายได้ เช่น การถูกเจือจาง การกรองโดยชั้นดินเหนียว การดูดซับจากอนุภาคของดินเหนียว หรือ การทำปฏิกิริยากับสารอื่น ๆ ความหนาของชั้นดินเหนียวมีผลต่อระยะเวลาการแพร่กระจายของสารได้ (Alloway, 1995)

3.1 กลไกการเคลื่อนที่และการแพร่กระจายของสารอินทรีย์คลอรีน ในน้ำใต้ดิน

เมื่ออินทรีย์คลอรีนมีการรั่วไหลหรือปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมจะเกิดกลไกต่าง ๆ เช่น การระเหย, การพา, การแพร่, การดูดซึม, การดูดซับ และกระบวนการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ การเคลื่อนที่และการแพร่กระจายของสารปนเปื้อนในชั้นน้ำใต้ดินเกิดขึ้นได้ด้วยกระบวนการต่าง ๆ ดังนี้ (เกรียงศักดิ์, 2546; Edil, 2003)

3.1.1 กระบวนการทางกายภาพ เช่น การพา (advection) การแพร่ (diffusion) และการกระจาย (dispersion)

การพา (Advection) สารมลพิษละลาย (dissolve) เป็นสารละลายปนเปื้อนในชั้นน้ำใต้ดิน มวลของสารละลายเคลื่อนที่ไปกับการเคลื่อนที่ของน้ำ ผ่านชั้นดินและหินต่าง ๆ การพาขึ้นอยู่กับความเร็วของน้ำใต้ดิน ซึ่งสามารถลดการเคลื่อนที่ของมวลสารได้โดยใช้ดินเหนียวที่มีค่าความนำหลศาสตร์ (hydraulic conductivity) ต่ำ (ไม่เกินกว่า 1×10^{-7} ซม./วินาที) เป็นวัสดุกันซึม

การแพร่ (Diffusion) เป็นการเคลื่อนที่ของโมเลกุลของสารจากบริเวณที่มีความเข้มข้นสูงกว่าไปยังบริเวณที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า การเคลื่อนที่นี้จะหยุดเมื่อโมเลกุลของสารแพร่เท่ากัน ณ บริเวณต่าง ๆ ซึ่งการเคลื่อนย้ายของมลสารในลักษณะนี้ มลสารสามารถเคลื่อนที่ผ่านชั้นกันซึม เช่น ดินเหนียวสังเคราะห์ได้

การกระจาย (Dispersion) การเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนจากแหล่งกำเนิดกระจายไปยังแหล่งอื่น ๆ ซึ่งขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของตัวกลาง เช่น ถ้าดินมีความพรุนมาก สารปนเปื้อนก็สามารถกระจายไปได้มากด้วย

3.1.2 กระบวนการทางเคมี เป็นการทำปฏิกิริยาของสารเคมีต่าง ๆ ในน้ำใต้ดิน เช่น ปฏิกิริยาความเป็นกรด-ด่าง การตกตะกอนของสาร การละลาย เป็นต้น

3.1.3 กระบวนการทางชีวภาพ เช่น การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์

3.2 ผลกระทบของสารอินทรีย์คลอรีน

สารอินทรีย์คลอรีนที่สำคัญและพบได้บ่อย ได้แก่ TCE ซึ่งสามารถเข้าสู่ร่างกายได้โดยการกิน การหายใจ และการสัมผัสทางผิวหนัง ซึ่งจะก่อให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพของมนุษย์และสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ ดังนี้ (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

3.2.1 Trichloroethylene (TCE)

สัมผัสทางหายใจ การหายใจเข้าไปจะก่อให้เกิดการระคายเคืองต่อทางเดินหายใจ ทำให้เกิดอาการปวดศีรษะ, เวียนศีรษะ, คลื่นไส้, ไอ, หายใจติดขัด, หมดสติ, เป็นลม และอาจเสียชีวิตได้เมื่อสัมผัสกับไอระเหยที่มีความเข้มข้นสูง ๆ

สัมผัสทางผิวหนัง การสัมผัสถูกผิวหนังซ้ำหรือเป็นระยะเวลานาน จะก่อให้เกิดการระคายเคืองและทำให้ผิวหนังอักเสบเนื่องจากการสูญเสียไขมันของชั้นผิวหนังได้ และอาจทำให้เกิดภาวะภูมิแพ้ต่อการสัมผัสผิวหนังได้

กินหรือกลืนเข้าไป การกลืนหรือกินเข้าไป จะทำให้เกิดการระคายเคืองต่อทางเดินอาหาร และทำให้เกิดอาการคลื่นไส้ ไอ ปวดท้อง ท้องร่วง และอาจหมดสติ

สัมผัสสุกตา การสัมผัสกับของเหลวหรือไอระเหยที่ความเข้มข้นสูง จะก่อให้เกิดการระคายเคืองต่อตา และทำให้น้ำตาไหลได้

การก่อมะเร็ง ความผิดปกติอื่น ๆ ไม่เป็นสารก่อมะเร็ง ตาม NTP, OSHA, ACGIH แต่เป็นสารก่อมะเร็งตามบัญชีรายชื่อของ NIOSH และสงสัยว่าจะเป็นสารก่อมะเร็งในสัตว์ ตามบัญชีรายชื่อของ IARC และมีรายงานความผิดปกติของทารกในครรภ์ตามรายงานของ RTEC การสัมผัสในปริมาณมาก จะก่อให้เกิดการระคายเคืองต่อตาและเยื่อเมือก ผิวหนัง และทำให้เกิดการกดระบบประสาทส่วนกลาง อาจทำให้เกิดการทำลายทางเดินอาหาร ดับ และไตได้ การหายใจหรือการดูดซับของสารเข้าสู่ร่างกายเป็นระยะเวลานาน จะก่อให้เกิดผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง ทำลายตับและไตรวมทั้งทำให้เกิดภาวะที่ไวต่ออีพริเนฟริน

สำหรับงานวิจัยนี้ TCE เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์คลอรีน ที่ใช้ในการศึกษา เนื่องจาก TCE จัดเป็นสารในกลุ่ม dense non aqueous phase liquids (DNAPLs) ซึ่งเป็นของเหลวที่ไม่รวมเป็นเนื้อเดียวกับน้ำสามารถละลายน้ำได้เพียงเล็กน้อย มีน้ำหนักหรือความหนาแน่นมากกว่าน้ำ โดยทั่วไปจะจมอยู่ใต้น้ำ เมื่อปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม TCE จะจมลงใต้ชั้นน้ำใต้ดิน ทำให้กำจัดออกได้ยากและสามารถคงตัวอยู่ได้นานในสิ่งแวดล้อม ในส่วนของความเป็นพิษพบว่า TCE เป็นสารก่อมะเร็งในมนุษย์และสัตว์ (US.EPA, 1991)

สำหรับการปนเปื้อนของ TCE ในประเทศไทย (Sriwong and Chomsurin, 2006) ได้ตรวจสอบตัวอย่างน้ำใต้ดินจากบ่อตรวจสอบคุณภาพน้ำ (monitoring well) ของสถานที่กำจัดมูลฝอยชุมชน พบว่า มีการปนเปื้อนของ TCE ในน้ำใต้ดินบริเวณสถานที่กำจัดมูลฝอยในระดับความเข้มข้นที่สูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานมาก นอกจากนี้จากการศึกษาการปนเปื้อนของสารอินทรีย์คลอรีนในดินและน้ำใต้ดินและกรณีศึกษาของประเทศไทย โดยมีศักดิ์และคณะ (2544) กลุ่มงานวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม ซึ่งได้ดำเนินการศึกษาวิจัยเพื่อตรวจสอบการปนเปื้อนของสาร TCE ในดินและน้ำใต้ดิน บริเวณโรงงานในพื้นที่การนิคมอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งที่มีการใช้สาร TCE ในกระบวนการผลิต โรงงานเปิดดำเนินการมาประมาณ 8-10 ปี คาดว่ามีของเสีย TCE ที่ถูก

ทั้งบนดินและรั่วไหลจากถังเก็บลงสู่ดินและน้ำใต้ดินปริมาณมาก เนื่องจากการตรวจพบ TCE ในหน่วย mg/l เป็นบริเวณกว้าง

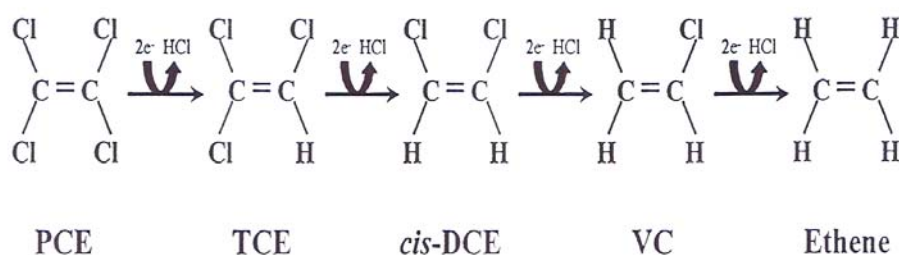
TCE มีชื่อเรียกทางการค้าและอุตสาหกรรมหลายชื่อ ได้แก่ trichloroethylene, 1,1-2-trichloroethylene, 1,1-dichloro-2-chloroethylene, acetylene trichloride ethylene trichloride และ trikloron[®] มีอะตอมคลอรีนเป็นองค์ประกอบ 3 อะตอม สูตรโมเลกุลคือ C_2HCl_3 มีลักษณะเป็นของเหลวใสไม่มีสี ความสามารถในการละลาย 1,100 mg/l ค่า Henry's law constant เท่ากับ $0.00937 \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ เป็นตัวทำละลาย (solvent) ที่นิยมใช้กันมากในงานล้างแห้ง งานซักแห้ง การทำความสะอาดคราบไขมันออกจากผิวโลหะใช้ในโรงงานยาง เป็นสารประกอบของน้ำยาแอร์ และน้ำยาแลกเปลี่ยนความร้อน มีการใช้ทั้งในบ้านเรือนและงานอุตสาหกรรม จึงเป็นสาเหตุที่ทำให้มีสาร TCE ปนเปื้อนในน้ำชะมูลฝอยรวมถึงน้ำใต้ดินที่อยู่ในบริเวณใกล้เคียง

4. กระบวนการ reductive dechlorination ของ TCE

ในกระบวนการ reductive dechlorination สารที่มีธาตุหมู่ 7 เป็นองค์ประกอบ จะถูกใช้เป็นตัวรีดิวซ์อิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการขนถ่ายอิเล็กตรอน (electron transformation) แบบที่เรียกว่าพวกที่รีดิวซ์ออกซิเจนจะขนถ่ายอิเล็กตรอน 1 คู่ ไปยังสารประกอบคลอรีน ทำให้เกิดการเคลื่อนย้ายของคลอรีนอะตอม โดยอะตอมคลอรีนจะถูกแทนที่ด้วยไฮโดรเจน ขั้นตอนการขนถ่ายอิเล็กตรอนจะเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องจนกระทั่งอะตอมของคลอรีนถูกเคลื่อนย้ายหรือถูกแทนที่ทั้งหมด ซึ่งจะได้สารที่มีความความเป็นพิษน้อยลง (Brennan *et al.*, 2004a)

ขั้นตอนที่เกิดขึ้นในกระบวนการ reductive dechlorination ของ TCE แสดงได้ดังภาพที่ 3 อะตอมคลอรีนในสาร TCE จะถูกแทนที่ด้วยไฮโดรเจนครั้งละ 1 อะตอม ต่อเนื่องจนหมดทำให้ TCE ถูกลดรูปกลายเป็น cis-1,2-dichloroethene (DCE), vinyl chloride (VC) และ ethene ตามลำดับสำหรับตัวให้อิเล็กตรอน มีการศึกษาพบว่า สารต่าง ๆ เช่น formic acid, acetic acid, propionic acid, butyric acid, methanol acid, ethanol, glucose และไฮโดรเจน สามารถถูกใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนในกระบวนการขนถ่ายอิเล็กตรอนได้ (Freedman and Gossett, 1989; de Bruin *et al.*, 1992; diStefano *et al.*, 1992; Wu *et al.*, 1998; Vera *et al.*, 2001) ซึ่งสารเหล่านี้ได้จากการสังเคราะห์ในทางอุตสาหกรรมเคมีซึ่งมีราคาค่อนข้างสูง นอกจากนี้ยังพบว่าสารเหล่านี้เป็นผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากกระบวนการหมักของสารอินทรีย์เชิงซ้อน (complex organic matter) หรือ polymeric organic

materials (POMs) ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน POMs โดยส่วนใหญ่เป็นวัสดุธรรมชาติมีทั้งสภาวะของแข็ง (solid phase) และสภาวะของเหลว (liquid phase) ในสภาวะของแข็ง โดยทั่วไปจะอยู่ในรูปเซลลูโลส chitin และ complex polysaccharides อื่น ๆ เช่น ชั่งข้าวโพด เศษไม้ เปลือกปู เปลือกกุ้ง เปลือกถั่ว จี๊เลื้อย กระดาษหนังสือพิมพ์ ส่วนในสภาวะของเหลว โดยทั่วไปจะเป็นพวกน้ำมันพืช (Madigan *et al.*, 1997; Brennan *et al.*, 2004a)



ภาพที่ 3 reductive dechlorination ของ TCE

ที่มา: Brennan *et al.* (2004b)

5. เทคนิคการฟื้นฟูด้วยระบบชีวภาพ (Bioremediation Technique)

การฟื้นฟูด้วยระบบชีวภาพ (bioremediation) เป็นกระบวนการฟื้นฟูดินหรือน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนให้มีปริมาณและความเป็นพิษของสารปนเปื้อนน้อยลงหรือไม่มีพิษเลย โดยใช้จุลินทรีย์ที่มีอยู่ในธรรมชาติ ได้แก่ ยีสต์ (yeast) สาหร่าย (fungi) หรือแบคทีเรีย (bacteria) โดยสามารถใช้ได้ทั้งในระบบที่ใช้ออกซิเจน (aerobic) และไร้ออกซิเจน (anaerobic) ในสภาวะใช้ออกซิเจน จุลชีพจะใช้ออกซิเจนจากบรรยากาศในการบำบัดสารปนเปื้อน เมื่อมีออกซิเจนเพียงพอ จุลชีพจะย่อยสลายสารปนเปื้อนกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ส่วนในสภาวะไร้ออกซิเจน จุลชีพจะย่อยสลายสารปนเปื้อนในดินเพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงาน เมื่อจุลินทรีย์ตายลงจะไม่ทำให้เกิดอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม ดังนั้น bioremediation จึงเป็นวิธีที่ปลอดภัยและเสียค่าใช้จ่ายน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับการบำบัดสิ่งปนเปื้อนในดินและในน้ำด้วยวิธีอื่น ๆ ที่มีการให้พลังงาน เช่น soil vapor extract หรือระบบ pump and treat

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษากระบวนการฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสาร TCE โดยกระบวนการไร้ออกซิเจน เนื่องจากมีการศึกษาพบว่า สารในกลุ่มอินทรีย์คลอรีนซึ่งรวมถึงสาร TCE สามารถถูกย่อยสลายหรือลดรูปกลายเป็นสารที่มีความเป็นพิษน้อยลงด้วยกระบวนการ reductive dechlorination ซึ่งเกิดขึ้นภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน โดยจุลินทรีย์จำพวก anaerobic dechlorinating (Pankow and Cherry, 1995; Scholthorn *et al.*, 1997; Wu *et al.*, 1998; Vera *et al.*, 2001; Brennan *et al.*, 2004a)

ข้อดีของกระบวนการแบบไร้ออกซิเจน คือ มีการผลิตมวลจุลินทรีย์ต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดน้อยกว่าระบบที่ใช้ ออกซิเจน จึงไม่มีปัญหาด้านการอุดตันของชั้นน้ำใต้ดิน สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากสามารถถูกย่อยได้มากกว่า และสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูงได้มากกว่าระบบที่ใช้ ออกซิเจน นอกจากนี้ยังใช้พลังงานน้อยกว่าอีกด้วย (LaGrega *et al.*, 2001)

6. กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic Process)

การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนเป็นกระบวนการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียพวกที่ไร้ออกซิเจน สามารถแบ่งได้เป็น 4 ขั้นตอน (มันลิน, 2542; Droste, 1997; Madigan *et al.*, 1997) ดังนี้คือ

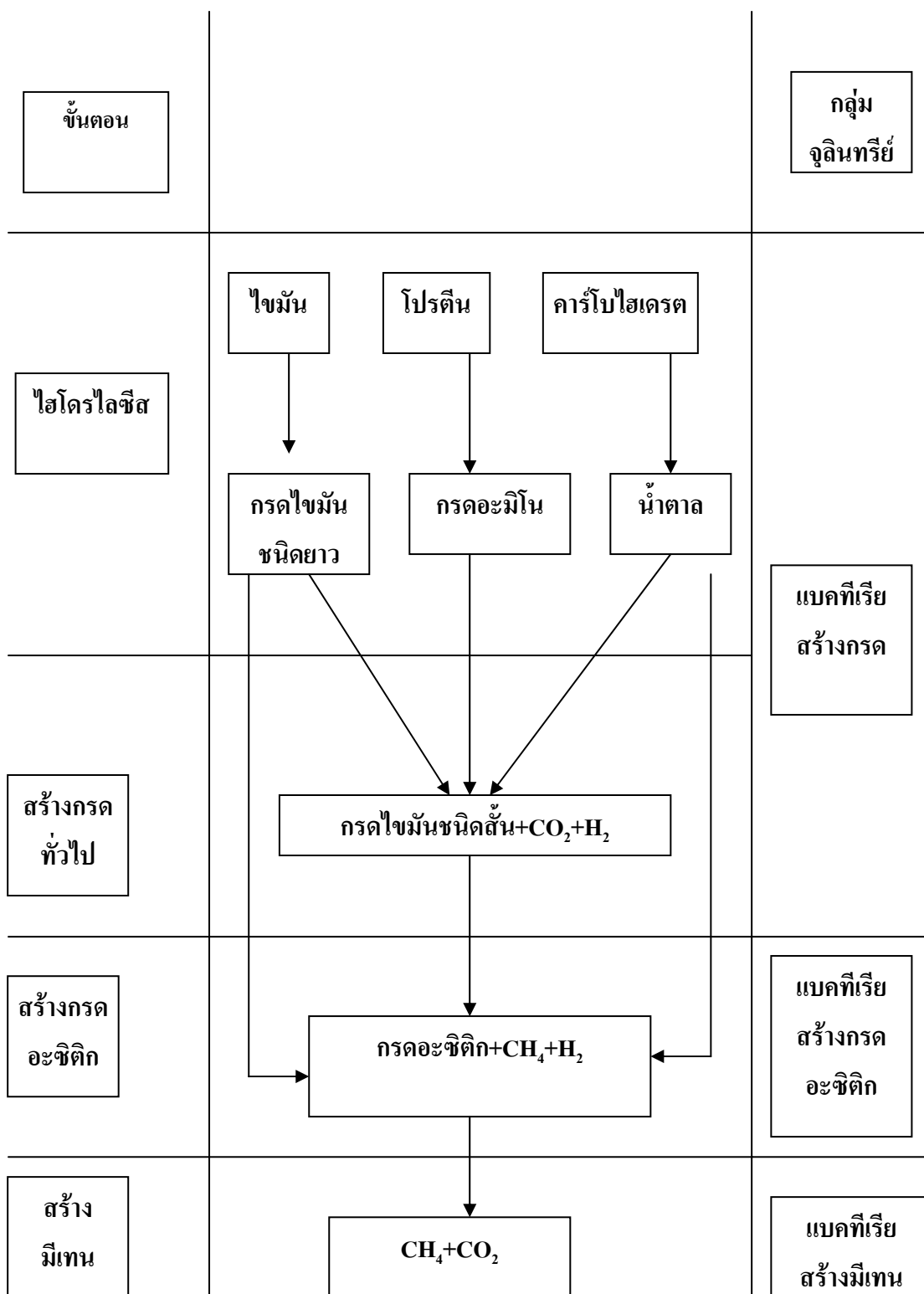
6.1 ขั้นตอนการแตกสลายโพลิเมอร์ (polymer break down) หรือขั้นตอนไฮโดรไลซิส (hydrolysis) คือ กระบวนการเปลี่ยนสารอินทรีย์เชิงซ้อน (complex organic compound) ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ไม่สามารถละลายน้ำได้ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นน้ำตาลและไขมันโมเลกุลเดี่ยวที่สามารถละลายน้ำและเคลื่อนย้ายเข้าไปในเซลล์ของจุลินทรีย์ได้ โดยเอนไซม์ที่ปล่อยออกมาจากเซลล์ (extracellular enzyme) จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับชนิดสารตั้งต้น เช่น ถ้าสารตั้งต้นเป็นคาร์โบไฮเดรตจะได้น้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว โปรตีนเปลี่ยนไปเป็นเปปไทด์หรือกรดอะมิโน ไขมันจะเปลี่ยนเป็นกรดไขมัน (fatty acid) และกรีเซอร์ลนอกเหนือจากการย่อยที่เกิดจาก hydrolytic bacteria แล้วยังมีปฏิกิริยาที่เกิดจากพวก fermentative bacteria ซึ่งให้ผลิตภัณฑ์เป็นพวกสารประกอบแอลกอฮอล์ กรดไขมัน ไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์รวมอยู่ด้วย ขั้นตอนนี้จะดำเนินไปค่อนข้างช้ามาก ซึ่งอัตราในการเกิดปฏิกิริยาขึ้นกับปัจจัยหลายอย่าง เช่น อุณหภูมิ pH ชนิดของสารอินทรีย์ เป็นต้น

6.2 ขั้นตอนการสร้างกรดทั่วไป (acidogenesis) ผลผลิตที่ได้จากขั้นตอนไฮโดรไลซิสจะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานผ่านกระบวนการหมัก (fermentation) โดยแบคทีเรียพวก facultative และ obligate anaerobic ซึ่งเป็นพวกที่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน เจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 6.5-7.5 ทนต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อมได้ดี มีอัตราการเจริญเติบโตสูงซึ่งผลของปฏิกิริยาทำให้ได้สารที่อยู่ในรูปออกซิไดส์และรูปรีดิวส์ พวกที่อยู่ในรูปออกซิไดส์ส่วนใหญ่เป็นพวกกรดไขมันระเหย (volatile fatty acids, VFAs) ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 อะตอม แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในช่วงนี้ คือ แบคทีเรียที่สร้างกรด หรือ non-methanogenic bacteria ส่วนพวกที่อยู่ในรูปรีดิวส์มีหลายชนิดขึ้นกับชนิดของแบคทีเรีย และตัวรับอิเล็กตรอน ตัวอย่างเช่น แบคทีเรียที่สร้างกรดบางชนิดใช้ไฮโดรเจนอ็อกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนทำให้เกิดไฮโดรเจนโมเลกุลขึ้นมา แต่ผลของปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปรีดิวส์ตัวอื่น ๆ เช่น แอลกอฮอล์ ที่มีคาร์บอนไม่เกิน 5 อะตอม ไม่เกิดขึ้นหรือเกิดขึ้นน้อยมาก ถ้าหากไม่มีการสร้างไฮโดรเจนโมเลกุลขึ้นมา แบคทีเรียที่สร้างกรดเหล่านี้จะใช้สารประกอบอินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนทำให้เกิดผลของปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปรีดิวส์ชนิดอื่น เช่น methanol, ethanol, propanol, butanol หรือ lactic acid

6.3 ขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติก (acetogenesis) เป็นการสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่น ๆ โดย acetogenic bacteria ซึ่งทำการย่อยสลายโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่ผ่านขั้นตอนแรกให้เป็นกรดอินทรีย์ (organic acid) โดยที่ acetic acid เป็นอาหารสำคัญที่สุดของการเกิดมีเทน acetogenic bacteria มีความสำคัญ เนื่องจากเป็นตัวกลางระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดและสร้างมีเทน เพราะแบคทีเรียสร้างมีเทนสามารถย่อยสลายกรดไขมันได้เฉพาะที่มีคาร์บอนน้อยกว่า 2 อะตอม เช่น acetic acid และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ดังนั้นจึงต้องอาศัย acetogenic bacteria เพื่อทำการย่อยสลายกรดไขมันที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม เช่น butyric acid, propionic acid ให้กลายเป็นกรดไขมันที่มีคาร์บอนน้อยกว่า 2 อะตอม เช่น formic acid, methanol, acetic acid, ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

6.4 ขั้นตอนการสร้างมีเทน (methanogenesis) acetic acid เกิดจากขั้นตอนที่สองและขั้นตอนที่สามจะเป็นสารอาหารสำหรับ methanogenic bacteria ซึ่งจัดอยู่ในพวก obligate anaerobic bacteria จะดำรงชีวิตอยู่ได้แต่ในสภาวะที่ไร้ออกซิเจนเท่านั้น โดยย่อยสลาย acetic acid ให้เกิดเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนที่สำคัญในการศึกษานี้ คือ ขั้นตอนที่ 1 ถึง ขั้นตอนที่ 3 ซึ่งเป็นกระบวนการหมักอันเกี่ยวข้องกับการผลิตกรด VFAs ซึ่งแบคทีเรีย

ใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนในกระบวนการ dechlorination ของ TCE จากการศึกษาของ Vera *et al.*, (2001) พบว่า แบคทีเรียพวก methanogens เจริญเติบโตช้ากว่าพวก fermenters โดยกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะพบว่า มีมีเทนเกิดขึ้นเมื่อเวลาการทดลองผ่านไป 25 วัน นอกจากนี้ยังมีการศึกษาพบว่า ถ้า pH น้อยกว่า 6.2 ไฮโดรเจนไอออนในระบบจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียพวก methanogens (Andrew, 1964) VFAs ที่เกิดขึ้นในระบบจึงถูกจุลินทรีย์กลุ่มอื่นนำไปใช้ รวมถึงจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ธาตุหมู่ 7 ในการหายใจ (halorespiring) ทำให้เกิดการย่อยสลายสารประกอบที่มีคลอรีน อย่างเช่น TCE ได้ ก่อนที่จะเกิดการสังเคราะห์มีเทน (Vera *et al.*, 2001)



ภาพที่ 4 ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Droste (1997)

7. ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการ reductive dechlorination

เนื่องจากกระบวนการ reductive dechlorination เกิดขึ้นภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน โดยกิจกรรมของจุลชีพ ดังนั้นปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการจึงเป็นปัจจัยที่มีความเกี่ยวเนื่อง คล้ายคลึงกับปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

7.1 จุลชีพ เนื่องจากในกระบวนการ reductive dechlorination ตัวให้และตัวรับอิเล็กตรอน ในระบบคือสารอินทรีย์ ดังนั้นจุลชีพที่มีบทบาทมากในกระบวนการนี้จึงเป็นจุลชีพในกลุ่ม heterotrophic บางครั้งอาจจัดเป็นพวก saprophytes คือทำหน้าที่เป็นผู้ย่อยสลายขั้นสุดท้ายซึ่งเป็นกลุ่มที่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน ต้องการไนโตรเจนในรูปของ amino acid เพื่อนำไปใช้ในการสร้างโปรตีนชนิดต่าง ๆ เช่น enzyme หรือ nucleic acid ซึ่งจุลชีพกลุ่มนี้มีอยู่ในดินเป็นจำนวนมาก (สมศักดิ์, 2528)

ในการศึกษานี้ใช้ดินที่เก็บจากผนังบ่อรับน้ำชะมูลฝอยที่สถานที่กำจัดมูลฝอยของเทศบาลเมืองนนทบุรีเป็นแหล่งจุลชีพในการทดลอง ซึ่งคาดว่าเป็นจุลชีพในกลุ่มที่ไร้ออกซิเจน และมีความเคยชินกับสาร VOCs ซึ่งคาดว่าจะมีการปนเปื้อนของสารดังกล่าวในน้ำชะมูลฝอย

7.2 แหล่งพลังงานและอาหาร จุลชีพในกลุ่ม heterotrophic ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน ส่วนธาตุอาหารหลักที่สำคัญ ได้แก่ ไนโตรเจนซึ่งจุลชีพใช้ในการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์และผนังเซลล์ และฟอสฟอรัสซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญของกรดนิวคลีอิก เยื่อหุ้มเซลล์ และ ATP (Baker and Herson, 1994) โดย C:N ที่เหมาะสมต่อการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีค่าระหว่าง 20:1 ถึง 30:1 (Hawkes, 1979) ส่วน C:N:P ที่เหมาะสมต่อกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพคือ 25:1:0.5 (Brock *et al.*, 1990)

มีงานวิจัยหลายงานที่นำเอา POMs ซึ่งส่วนหนึ่งเป็นวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตรหรือวัสดุเหลือใช้อื่น ๆ มาใช้เป็นแหล่งอาหารสำหรับจุลชีพในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน รวมถึงกระบวนการ reductive dechlorination เช่น ช้างข้าวโพด เศษไม้ ชานอ้อย เปลือกข้าว กระดาษหนังสือพิมพ์ chitin เป็นต้น การย่อยสลาย POMs ในสภาวะไร้ออกซิเจน VFAs ไฮโดรเจน และธาตุอาหารที่จำเป็นอื่น ๆ จะถูกปล่อยออกมาช้า ๆ อย่างต่อเนื่องเป็นเวลาหลายเดือน (Madigan *et al.*, 1997; Wu *et al.*, 1998; Vera *et al.*, 2001; Brennan *et al.*, 2004a)

7.3 โครงสร้างของมลสาร การย่อยสลายสารโดยจุลินทรีย์จะเกิดได้มากน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับองค์ประกอบและโครงสร้างของสารแต่ละตัว โดยสารที่มีโครงสร้างเป็นโซ่ตรงจะถูกย่อยสลายได้ง่ายกว่าสารที่มีโครงสร้างแตกแขนงและสารที่มีโครงสร้างเป็นวง สำหรับสารที่มีโครงสร้างเหมือนกัน แต่ถ้ามีสารในกลุ่มฮาโลเจนมาเกาะยึดอยู่ จะถูกย่อยสลายได้ยากขึ้นตามจำนวนของฮาโลเจน

7.4 การยับยั้งและความเป็นพิษ (inhibition and toxicity) สารอินทรีย์สามารถถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ที่มีความเข้มข้นระดับหนึ่ง แต่เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มมากขึ้นอาจก่อให้เกิดการยับยั้งหรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ สารอาหารก็เช่นกันถึงแม้ว่าสารอาหารจะมีความจำเป็นต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ แต่หากสารอาหาร เช่น ไนโตรเจน หรือฟอสฟอรัส มีปริมาณมากเกินไป จะส่งผลให้ปฏิกิริยาชีวเคมีโดยจุลินทรีย์เกิดน้อยลงหรือไม่เกิดขึ้นเลย นอกจากนี้สภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสม เช่น อุณหภูมิสูงหรือต่ำเกินไป หรือค่าความเป็นกรด-ด่างไม่เหมาะสม ก็จะไปยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีได้เช่นกัน

แอมโมเนียไนโตรเจน เป็นสารอาหารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยทั่วไป กระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนจะมีแอมโมเนียไนโตรเจนในรูปไนโตรเจนระหว่าง 50-200 mg/l แต่ถ้ามีแอมโมเนียมาก ๆ จะยับยั้งและเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ผลกระทบของแอมโมเนียต่อจุลินทรีย์ในระบบไร้ออกซิเจนแสดงได้ดังตารางที่ 2 ถ้าแอมโมเนียและแอมโมเนียมไอออนสามารถเปลี่ยนรูปได้ดังสมการ (5) ถ้า pH มากกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้า pH ต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวาซึ่ง NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่า NH_4^+



ตารางที่ 1 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ต่อจุลินทรีย์ในระบบไร้ออกซิเจน

$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)	ผลของแอมโมเนียในระบบ
50-200	เป็นประโยชน์ต่อระบบ
200-1,000	ไม่มีผลต่อระบบบำบัด
1,500-3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อ pH สูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรงต่อระบบ

ที่มา: McCarty (1964)

7.5 ตัวรับอิเล็กตรอน (electron acceptors) กระบวนการถ่ายโอนอิเล็กตรอน อิเล็กตรอนที่ถูกปล่อยหรือถูกแทนที่ด้วยสารอื่น ไม่สามารถอยู่ได้อย่างอิสระในสารละลายใด ๆ จึงจำเป็นต้องมีตัวรับอิเล็กตรอนเพื่อให้ปฏิกิริยาดำเนินต่อไปได้ ในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน จุลชีพกลุ่ม heterotroph จะใช้สารอินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน สำหรับในกระบวนการ reductive dechlorination จุลชีพจะใช้ TCE เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการถ่ายโอนอิเล็กตรอน

7.6 อุณหภูมิ การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิจะมีผลโดยตรงต่อการย่อยสลายที่เกิดขึ้น ในส่วนของปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเกิดขึ้นได้ดีในช่วงอุณหภูมิ 2 ช่วงคือ ช่วง mesophilic (30-40 °C), thermophilic (50-60 °C) (McCarty, 1964) สำหรับอุณหภูมิในการทดลองซึ่งเป็นอุณหภูมิห้องอยู่ในช่วง mesophilic

7.7 ความเป็นกรด-ด่าง (pH) pH ที่เหมาะสมต่อการบำบัดโดยวิธีการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนอยู่ในช่วงเป็นกลางโดยมีค่าระหว่าง 6.0-8.1 (Fu and Alexander, 1992; Miller *et al.*, 1998; Gerritse *et al.*, 1999; Vera *et al.*, 2001) แต่ pH ที่เหมาะสมต่อการสร้างกรด VFAs คือ 5.0-6.0 (เกรียงศักดิ์, 2543; Madigan *et al.*, 1997) การเปลี่ยนแปลง pH ในระบบจะทำให้เกิด การยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลชีพ หรืออาจทำให้จุลชีพตายได้ ดังนั้นในบางระบบอาจต้องมี buffer เพื่อช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลง pH

7.8 ธาตุอาหารอนินทรีย์ ธาตุอาหารอนินทรีย์ที่จำเป็นสำหรับกระบวนการ bioremediation คือ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นธาตุอาหารที่มีจำกัดภายในดิน โดยธาตุไนโตรเจนจำเป็นสำหรับการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์และผนังเซลล์ของแบคทีเรีย ส่วนฟอสฟอรัสเป็นองค์ประกอบของกรดนิวคลีอิก เยื่อหุ้มเซลล์ และ adenosine triphosphate (ATP) จุลชีพใช้ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย (NH₃) มากที่สุด ถ้าไนโตรเจนอยู่ในรูปอื่น แบคทีเรียจะเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของ NH₃ ก่อนที่จะดูดซึมไปใช้ ดังนั้นในการบำบัดมลสารด้วยวิธีชีวภาพจำเป็นต้องมีธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสอย่างเพียงพอ ในการปฏิบัติงานจริงอาจมีการเติมสารแอมโมเนียและ orthophosphate เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้น นอกจากนี้ในระบบยังจำเป็นต้องมีธาตุอาหารรอง (micronutrients) ได้แก่ ซัลเฟอร์ (S) โพแทสเซียม (K) แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) เหล็ก (Fe) และอื่น ๆ ธาตุอาหารเหล่านี้ต้องการมีในระบอบอย่างน้อย 1 ถึง 100 mg/l เพื่อช่วยนำพาไอออนต่าง ๆ เคลื่อนที่เข้าไปในเซลล์ นอกจากนี้ยังมีธาตุอาหาร

อื่น ๆ ได้แก่ นิกเกิล (Ni) ทองแดง (Cu) สังกะสี (Zn) ที่ต้องการความเข้มข้นน้อยกว่า 1 mg/l ก็เพียงพอ แต่ในกรณีที่น่าบ่งชี้ดินปนเปื้อนอาจไม่จำเป็นต้องเติมธาตุอาหารลงไปอีกเพราะโดยทั่วไปดินจะมีธาตุอาหารรองในปริมาณที่เพียงพออยู่แล้ว

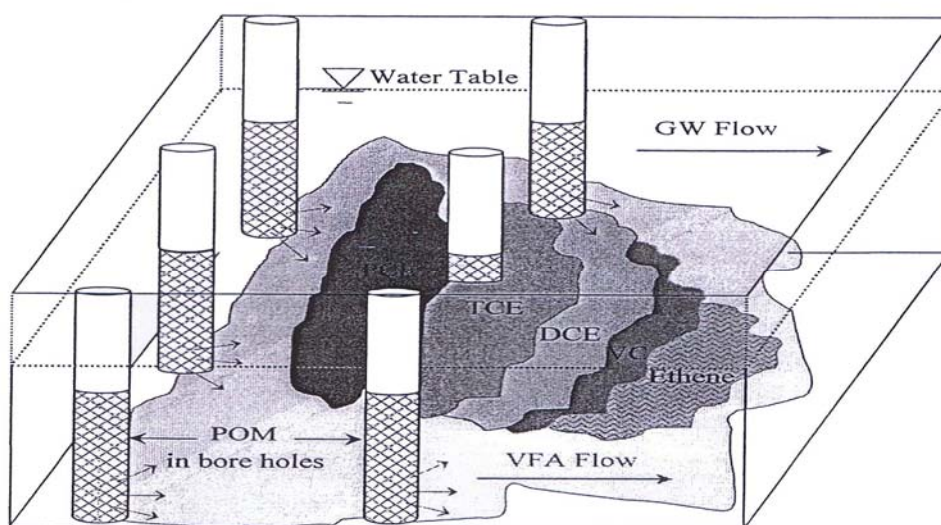
8. Polymeric Organic Materials (POMs) ที่ใช้ในการทดลอง

8.1 ชนิดของ POMs ที่ใช้ในการทดลอง POMs ที่ใช้ในการทดลองคือ เปลือกถั่วลิสง ที่ผ่านการกระเทาะเมล็ดออกแล้ว เนื่องจากมีองค์ประกอบที่เป็นเซลลูโลสและมีปริมาณธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับจุลินทรีย์

Ramirez-Lopez *et al.* (2003) ทำการศึกษาคุณสมบัติของเศษวัสดุจากการเกษตรที่มีศักยภาพในการใช้เป็นตัวกรองชีวภาพในเทคโนโลยีการบำบัดก๊าซ โดยทำการศึกษาเศษวัสดุจากการเกษตร จำนวน 5 ชนิด ได้แก่ เปลือกข้าว ช้างข้าวโพด ชานอ้อย เปลือกมะพร้าว และเปลือกถั่วลิสง ผลการศึกษาพบว่า เปลือกถั่วลิสงมีศักยภาพในการนำมาใช้เป็นตัวกรองชีวภาพมากที่สุด เนื่องจากมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง ความหนาแน่นรวม (bulk density) ต่ำ pH เป็นกลาง มีจำนวนจุลินทรีย์มาก มีความสามารถในการอุ้มน้ำได้มาก มีปริมาณธาตุอาหารที่เพียงพอสำหรับแบคทีเรียไม่มีผลต่อการอุดตัน และค่าการสูญเสียความดัน (pressure drop) ต่ำ นอกจากนี้ยังมีการวิเคราะห์ปริมาณไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส และโปแตสเซียม ในเปลือกถั่วลิสง พบว่า อัตราส่วนระหว่างไนโตรเจน:ฟอสฟอรัส:โปแตสเซียม มีค่า 100:1:13 ซึ่งโดยทั่วไปเซลล์แบคทีเรียมีองค์ประกอบของไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส และโปแตสเซียม 5% 1% และ 0.6% โดยน้ำหนักแห้งตามลำดับ จากคุณสมบัติดังกล่าวข้างต้น แสดงให้เห็นว่า เปลือกถั่วลิสงสามารถใช้เป็นแหล่งอาหารและแหล่งไนโตรเจนสำหรับแบคทีเรียได้

จากข้อมูลองค์ประกอบของไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส และโปแตสเซียมของวัสดุ ซึ่งรายงานไว้โดย Primalseeds Organization (2004) ระบุว่าเปลือกถั่วลิสงมีองค์ประกอบของไนโตรเจน 0.8% ฟอสฟอรัส 0.15% และ โปแตสเซียม 0.5% คิดเป็นสัดส่วน N:P:K เท่ากับ 5.3:1:0.63

มีการศึกษาพบว่า POMs ที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบจะช่วยส่งเสริมให้กระบวนการ reductive dechlorination ของสารประกอบคลอรีนเกิดขึ้นเร็วกว่า POMs ที่ไม่มีไนโตรเจน เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารหลักที่สำคัญและยังมีบทบาทในการย่อยสลาย โดยจะช่วยเพิ่ม pH ให้กับระบบเนื่องจากการปล่อย NH_3 ออกมา นอกจากนี้การมีไนโตรเจนในระบบยังช่วยสร้างสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการ reductive dechlorination ด้วย (Vera *et al.*, 2001; Brennan *et al.*, 2004a)



ภาพที่ 5 การวางตำแหน่งของPOMs

ที่มา: Brennan *et al.* (2004b)

จากภาพที่ 5 การวางตำแหน่งของ POMs จะวางในทิศทางตามการไหลผ่านของน้ำ เพื่อให้ น้ำที่ปนเปื้อน TCE ได้รับอิเล็กตรอนและเกิดกระบวนการ reductive dechlorination จาก TCE เป็น DCE เป็น VC และ Ethene ตามลำดับ

ดังนั้นการเลือก POMs สำหรับการทดลองนี้จึงเน้นวัสดุเหลือใช้จากการเกษตรชนิดที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ สามารถหาได้ง่ายและมีราคาไม่แพง ซึ่งเปลือกถั่วลิสงเป็นวัสดุที่มีความเหมาะสมต่อการนำมาศึกษาเนื่องจากมีคุณสมบัติครบถ้วนครบถ้วนตามข้อกำหนดข้างต้น

8.2 ขนาดของ POMs ที่ใช้ในการทดลอง ขนาดของวัสดุที่ใช้ในการหมักมีความสำคัญต่อปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น ถ้าวัสดุหมักมีขนาดใหญ่เกินไปพื้นที่ผิวสัมผัสจะน้อย ดังนั้นวัสดุหมักที่มีขนาดเล็กจึงมีผลดีต่อระบบมากกว่า เนื่องจากพื้นที่ผิวสัมผัสมีมาก ทำให้การย่อยสลายเกิดขึ้นเร็ว แต่ถ้าขนาดเล็กมากเกินไปอาจส่งผลเสียต่อกระบวนการ reductive dechlorination ของสารประกอบอินทรีย์คลอรีนได้ เนื่องจากการย่อยสลายสารนี้ต้องใช้เวลาค่อนข้างนาน ซึ่งหากวัสดุหมักมีขนาดเล็กมากจะถูกย่อยสลายหมดไปก่อนที่การย่อยสลายสารปนเปื้อนจะเสร็จสมบูรณ์

สำหรับเปลือกถั่วลิสงที่ใช้ในการทดลอง จะถูกลดขนาดด้วยเครื่องป่น เนื่องจากเป็นการศึกษาระยะสั้นในห้องปฏิบัติการ วัสดุหมักจึงต้องมีขนาดค่อนข้างเล็กเพื่อให้ปฏิกิริยาการย่อยสลายเกิดได้เร็วขึ้น

9. ปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดทางชีวภาพ

การบำบัดทางชีวภาพจำเป็นต้องทราบปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดของเสียอันตราย ซึ่งในหัวข้อนี้จะขออธิบายเป็นข้อ ๆ ของปัจจัยต่าง ๆ ที่มีความสำคัญที่ผู้ปฏิบัติงานด้านการจัดการของเสียอันตรายควรทราบ ปัจจัยดังที่จะได้กล่าวต่อไปจะประกอบด้วยทางชีวเคมี ทางเคมี และทางกายภาพ (เกรียงศักดิ์, 2548)

9.1 แหล่งพลังงานและอาหาร

รายละเอียดของแหล่งพลังงานและอาหารมีดังนี้

1) จุลชีพต่าง ๆ มีความต้องการพลังงานและอาหารที่ต่าง ๆ กันด้วยดังแสดงในตารางที่ 3 โดยได้แบ่งชนิดของจุลชีพออกเป็นสองชนิด ได้แก่ Autotrophic และ Heterotrophic แหล่งอาหารหลัก ได้แก่ คาร์บอน ส่วนแหล่งพลังงานได้อาศัยแสงอาทิตย์หรือปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้น

2) เนื่องจากจุลชีพชนิด Heterotrophic มีความสำคัญต่อการกำจัดของเสียอันตรายโดยอาศัยแหล่งอาหารที่เป็นสารคาร์บอนอินทรีย์ และแหล่งพลังงานที่มาจากปฏิกิริยาเคมี

ตารางที่ 2 แหล่งพลังงานและอาหารของจุลชีพต่าง ๆ

ชนิดของจุลชีพ	แหล่งพลังงาน	แหล่งอาหาร
1. Autotrophic		
Photoautotrophic	แสงอาทิตย์	ก๊าซ CO ₂
Chemolithotrophic	ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน ของสารประกอบอนินทรีย์	ก๊าซ CO ₂
2. Heterotrophic	ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน ของสารประกอบอินทรีย์	สารคาร์บอนอินทรีย์

9.2 การย่อยสลายสารอาหารทางชีวภาพ

9.2.1 การย่อยสลายสารอินทรีย์โดยมากเป็นสารสังเคราะห์จะขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของสารดังนี้

- มีกลุ่ม Halogen (F, Cl, Br, I)
- มีจำนวนของสาร Halogen มากน้อยเพียงใด
- มีการแยกแตกแขนงมากน้อยเพียงใด
- มีความสามารถละลายน้ำได้น้อยหรือมาก

9.2.2 พหุสารประกอบ Aliphatic แบบโซ่ยาวแนวเดียวจะถูกย่อยสลายได้ง่าย

9.2.3 ถ้ามีการแยกแตกแขนงมากขึ้นก็จะย่อยสลายยากขึ้น

9.2.4 ถ้าเป็นสารประกอบ Aromatic จะถูกย่อยสลายได้ยากกว่าสารประกอบ Aliphatic

9.2.5 ถ้าเป็นสารประกอบ Aromatic ที่มีพวกสารฮาโลเจนเกาะยึดกันไว้ จะถูกย่อยสลายได้ยากขึ้นและยังมีสารฮาโลเจนมากขึ้นเกาะยึดกันไว้ จะถูกย่อยสลายได้ยากขึ้น

9.2.6 ถ้าเป็นพวกวัสดุพอลิเมอร์จะเป็นสารที่ค่อนข้างต้านทานสูง ยากที่จะย่อยสลายทางชีวภาพได้

9.2.7 การทดสอบว่าสารอันตรายสามารถถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้มากน้อยเพียงใด อาจใช้การทดสอบหา BOD, COD หรือใช้ถึงปฏิกิริยาชีวเคมีของถึงแบบเท หรือถึงแบบไหลต่อเนื่อง

9.3 การยับยั้งและความเป็นพิษ

9.3.1 สารอินทรีย์สามารถถูกย่อยสลายได้ทางชีวภาพ อาจเพียงแค่ความเข้มข้นระดับหนึ่ง แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นสูงขึ้น อาจก่อให้เกิดการยับยั้งหรือเป็นพิษต่อเชื้อจุลินทรีย์

9.3.2 สารอาหารก็มีความจำเป็นในการช่วยการย่อยสลายสารอินทรีย์ แต่เมื่อมีสารอาหาร เช่น ไนโตรเจน หรือฟอสฟอรัสมากเกินไป จะส่งผลให้สารอาหารข้างต้นนี้มีผลกระทบต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มาก ทำให้ปฏิกิริยาชีวเคมีย่อยสลายเกิดตกต่ำลงอย่างมาก หรือไม่เกิดขึ้นเลย

9.3.3 สภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสม เช่น อุณหภูมิสูงหรือต่ำเกินไป มี pH สูงหรือต่ำเกินไป เป็นต้น สภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมนี้จะไปยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาชีวเคมี

9.3.4 สารพิษที่อยู่ในน้ำเสียที่ส่งผลกระทบต่อปฏิกิริยาชีวเคมีจะเกิดการยับยั้งและความเป็นพิษได้มาก

9.4 ชุมชนจุลชีพ

9.4.1 โดยทั่วไปในระบบบำบัดทางชีวภาพจะมีจุลชีพหลากหลายชนิดผสมกันอยู่ในระบบ จะมีอัตราการเจริญเติบโตและอัตราการใช้สารอาหารมากกว่าจุลชีพแบบชนิดเดียว

9.4.2 เนื่องจากจุลชีพชนิดหนึ่งสามารถย่อยสลายสารพิษได้หนึ่งขั้นตอน พออีกขั้นตอนจะต้องการจุลชีพอีกชนิด

9.4.3 จุลชีพบางชนิดไม่ชินกับสารปนเปื้อน จนกระทั่งจุลชีพเริ่มชินกับสารปนเปื้อนในน้ำหรือในดินจึงจะเริ่มย่อยสลายสารปนเปื้อนได้ บางครั้งอาจใช้เวลานานจึงจะย่อยสลายได้เต็มที่

9.5 ตัวรับอิเล็กตรอน (Electron Acceptor)

9.5.1 มีการเกิดปฏิกิริยาการสลายตัว (Catabolic Reactions) ขึ้นในระบบบำบัดของเสียอันตรายด้วยวิธีชีวภาพ คือมีการโยกย้ายอิเล็กตรอนจากของเสียไปยังตัวรับอิเล็กตรอน (Electron Acceptor) ซึ่งเรียกอีกลักษณะหนึ่งว่าการหายใจ (Respiration)

9.5.2 ถ้าเป็นระบบ Aerobic Respiration จะเกิดการใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งออกซิเจนถูกใส่ลงในระบบที่มีโมเลกุลของอินทรีย์ และจะมีพวกไฮโดรเจนถูกดึงออก

9.5.3 ถ้าเป็นระบบ Anaerobic จะเป็นระบบที่ขาดออกซิเจนคือ จะใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แต่ระบบ Anaerobic จะใช้ตัวรับอิเล็กตรอนจากสารอนินทรีย์ต่าง ๆ โดยเรียงลำดับจากการถูกนำไปใช้ก่อน จนถึงถูกนำไปใช้สุดท้าย

9.5.4 ระบบ Anaerobic จะมีอัตราเร็วของปฏิกิริยาชีวเคมีช้ากว่าระบบ Aerobic แต่ระบบ Anaerobic มีข้อดีหลาย ๆ ข้อคือ

- มีการผลิตมวลจุลชีพต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดน้อยกว่าของระบบ

Aerobic

- มีการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน

- สารอินทรีย์ที่ถูกย่อยง่ายและย่อยยาก สามารถถูกย่อยสลายได้มากกว่าของ

ระบบ Aerobic

- ไม่ต้องใช้พลังงานไฟฟ้าในการเติมออกซิเจน

- สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูง เช่นมี BOD_5 สูงมาก

ซึ่งระบบ Aerobic ไม่สามารถย่อยสลายได้เต็มที่

9.5.5 สารประกอบอินทรีย์ที่มีฮาโลเจนจะสามารถถูกกำจัดได้ด้วยวิธี Anaerobic มากกว่าวิธี Aerobic ซึ่งปฏิกิริยาคังฮาโลเจนออกจากสารประกอบอินทรีย์จะใช้หลักการของการเกิด reductive dehalogenation เช่น การกำจัดสาร PCE จนได้สาร Ethene

9.6 อุณหภูมิ

9.6.1 อุณหภูมิมีอิทธิพลที่สำคัญต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพอย่างมาก

9.6.2 แม้เพียงเปลี่ยนอุณหภูมิที่เหมาะสม หนึ่งหรือสององศาเซลเซียสจะส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพอย่างมาก

9.6.3 พบว่าถ้าอุณหภูมิมีการเพิ่มขึ้นหรือลดลง 5°C . อย่างรวดเร็วมาก จะทำให้จุลชีพหมดสภาพลงหรืออาจตายลง แต่ถ้ามีการเพิ่มขึ้นหรือลดลง 5°C . แต่ค่อย ๆ เพิ่มขึ้นหรือค่อยลดลง ทำให้จุลชีพอาจค่อย ๆ ชินกับสภาพได้

9.6.4 ผลของอุณหภูมิทำให้จุลชีพมีอัตราการเจริญเติบโต ตามชนิดของจุลชีพแต่ละชนิด

9.6.5 สมการคำนวณหาอัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพ ณ อุณหภูมิใด ๆ ดังสมการ

$$r_T = r_{20} \Theta^{(T - 20)}$$

ในเมื่อ : r_T = อัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพ ณ อุณหภูมิ $T^{\circ}\text{ซ.}$

r_{20} = อัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพ ณ อุณหภูมิ 20°ซ.

Θ = ค่าสัมประสิทธิ์ของอุณหภูมิ = 1.0 – 1.14

T = อุณหภูมิ, $^{\circ}\text{ซ.}$

9.6.6 อุณหภูมิที่แบคทีเรียยังคงดำรงชีพอยู่ได้จะอยู่ในช่วงตั้งแต่ -2°ซ. ถึง 75°ซ. โดยมีชนิดของแบคทีเรียต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3 ชนิดของแบคทีเรียต่าง ๆ ที่ดำรงชีพอยู่ได้ ณ อุณหภูมิต่าง ๆ

ชนิดของจุลชีพ	อุณหภูมิ ($^{\circ}\text{ซ.}$) เหมาะสม	อุณหภูมิ ($^{\circ}\text{ซ.}$) ต่ำ-สูง
1. Psychrophilic	12 – 18	-2 ถึง 30
2. Mesophilic	25 – 40	20 ถึง 45
3. Thermophilic	55 - 65	45 ถึง 75

9.7 pH

9.7.1 การเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีในการบำบัดของเสียอันตรายได้มากหรือน้อยจะขึ้นอยู่กับ pH ในระบบ

9.7.2 pH ที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะอยู่ในช่วง 6 ถึง 8

9.7.3 จุลชีพที่มีการเปลี่ยนแปลงกิจกรรมสามารถเปลี่ยนแปลง pH ในระบบได้ ดังตัวอย่างต่อไปนี้

เพิ่มขึ้น

- สารประกอบอินทรีย์ในโตรเจนถูกเปลี่ยนไปเป็น NH_4^+ จะส่งผลให้มี pH

- สารประกอบ NH_4^+ ถูกเปลี่ยนไปเป็น NO_3^- จะส่งผลให้มี pH ลดลง

- สารประกอบอินทรีย์ถูกเปลี่ยนเป็น CO_2 จะส่งผลให้ pH ลดลง

- สารประกอบอินทรีย์ถูกหมักไปเป็นกรดอินทรีย์จะส่งผลให้มี pH ลดลง

9.7.4 จะเห็นได้ว่า ระบบควรมีสาร Buffer เพื่อช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลง pH (ดังข้อ 9.7.3)

9.7.5 การเปลี่ยนแปลง pH ในระบบจะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลชีพ หรืออาจทำให้จุลชีพตาย

9.8 ธาตุอาหาร

มวลของเซลล์ที่มีคาร์บอนและธาตุอื่น ๆ ในการที่จะมีการย่อยสลายสารอาหาร จำเป็นต้องมีอาหารไม่เฉพาะคาร์บอน แต่ต้องมีสารอาหารอื่น ๆ โดยเฉพาะอย่างยิ่งธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งเรียกว่า Macronutrients เพราะเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับการสังเคราะห์เซลล์มากกว่าธาตุอาหารอื่น ๆ ดังนั้นในการบำบัดของเสียอันตรายด้วยวิธีชีวภาพ จำเป็นต้องให้มีธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสอย่างเพียงพอ จึงได้มีการเติมสารแอมโมเนียและสาร orthophosphate ($\text{ORTHO} - \text{PO}_4$) เพื่อให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพสูง พบว่า บางแห่งอาจใช้มูลสัตว์มาเติมลงไป เช่น ใส่มูลวัวและมูลควายตกใส่ลงไปในถังเดิมอากาศ เพื่อให้จุลชีพมีประสิทธิภาพในการบำบัดของเสียอันตราย

นอกจากธาตุอาหาร N และ P จะขอกกล่าวถึงธาตุอาหารส่วนน้อยด้วย ซึ่งเรียกว่า Micronutrients ธาตุอาหารส่วนน้อยนี้ ได้แก่ ซัลเฟอร์ (S), โพแทสเซียม (K), แคลเซียม (Ca), แมกนีเซียม (Mg), เหล็ก (Fe) และอื่น ๆ ธาตุอาหารต่าง ๆ เหล่านี้ต้องการมีในน้ำเสียหรือในระบบบำบัดอย่างน้อย 1 ถึง 100 มก./ล. เพื่อช่วยนำพาไอออนต่าง ๆ เคลื่อนที่เข้าไปภายในเซลล์ นอกจากนี้ ธาตุอาหารดังกล่าวแล้ว ยังมีธาตุอาหารอื่น ๆ อีก ได้แก่ นิเกิล (Ni), ทองแดง (Cu), สังกะสี (Zn) และอื่น ๆ ที่ต้องการความเข้มข้นน้อยกว่า 1 มก./ล. ก็เพียงพอ น้ำเสียอุตสาหกรรมหลายชนิดอาจต้องการเติมธาตุอาหารเพิ่มเติม เพื่อช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายสารปนเปื้อน ถ้าเป็นของเสียที่อยู่ในดิน ทำให้ต้องทำการบำบัดดินปนเปื้อน ซึ่งไม่มีปัญหาขาดธาตุอาหารในดิน เพราะโดยทั่วไปดินจะมีธาตุอาหารอยู่แล้ว

9.9 แหล่งคาร์บอน

9.9.1 นอกจากแหล่งคาร์บอนที่มาจากสารอินทรีย์ทั่วไป เช่น $C_6H_{12}O_6$ อาจใช้แหล่งคาร์บอนจากสารอันตรายเช่น PCE, TCE เป็นต้น

9.9.2 งานวิจัยได้พบว่า สารอันตราย TCE หรืออื่น ๆ จะสามารถถูกนำมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนได้ แต่ต้องการระยะเวลาจุลชีพอยู่ในระบบบำบัดยาวนานเพียงพอ (มี SRT มากเพียงพอ, Solids Retention Time) เพราะต้องการระยะเวลาปรับสภาพกับชนิดของน้ำเสียของจุลชีพแต่ละชนิด และต้องการระยะเวลาเพียงพอในการย่อยสลายสารอันตราย

10. ระบบบำบัดทางชีวภาพ

ระบบบำบัดทางชีวภาพสำหรับน้ำใต้ดินและสารปนเปื้อนใต้ดินในพื้นที่

การบำบัดน้ำใต้ดินและสารปนเปื้อนใต้ดินในพื้นที่ (*IN SITU*) ซึ่งภาษาลาตินของคำว่า *IN SITU* หมายความว่า สถานที่เดิม สำหรับอีกคำที่นิยมเรียกกันคือ *In situ* bioremediation คือวิธีบำบัดน้ำใต้ดินหรือสารปนเปื้อนใต้ดินโดยปราศจากการขุดดินขึ้นมาทำความสะอาด หรือสามารถกล่าวได้อีกอย่างหนึ่งว่า การบำบัดจะเกิดขึ้นภายในชั้นน้ำใต้ดิน

เมื่อมาพิจารณาจะเห็นได้ว่า สารปนเปื้อนไหลลงชั้นใต้ดินจะเกิดขึ้นอยู่สามลักษณะได้แก่

- 1) ดูดซับบนผิวดินในใต้ดิน
- 2) ละลายในน้ำใต้ดิน
- 3) เคลื่อนที่ไปมาอิสระ

แม้การดูดซับและการเคลื่อนที่อิสระจะเป็นกลไกที่เกิดขึ้นมากกว่าการเกิดละลายในน้ำใต้ดินก็ตาม จะพบว่า ปัญหาของการเกิดละลายในน้ำใต้ดินจะส่งผลกระทบต่อปัญหามลพิษทางน้ำใต้ดินมาก เพราะน้ำใต้ดินมีการเคลื่อนที่ได้รวดเร็วและกระจายไปได้ไกล อย่างไรก็ตามทั้งสามลักษณะที่เกิดขึ้นก็จะเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้

การบำบัดสารอันตรายในชั้นดินได้มีการใช้กันตั้งแต่ปี ค.ศ. 1970 โดยในอุตสาหกรรมน้ำมันจะพบปัญหานี้มากที่สุดคือ น้ำมันรั่วไหลลงสู่ชั้นใต้ดิน ซึ่งเป็นปัญหาที่พบประสบกันบ่อยที่สุด นอกจากพวกน้ำมันแล้วยังมีสารปนเปื้อนอื่น ๆ อีกเช่น สารประกอบที่มีคลอรีน ฟีนอล สารประกอบอินทรีย์อื่น ๆ เป็นต้น ที่มีการรั่วไหลซึมลงชั้นใต้ดินเสมอเพื่อการประหยัดค่าใช้จ่ายในการบำบัด จึงเลือกวิธีบำบัดในสถานที่เลยโดยไม่ต้องเปลืองพลังงานในการสูบน้ำขึ้นมาบำบัด

ระบบบำบัดแบบนี้ได้มีการสูบน้ำใต้ดินข้างเคียงกับแหล่งปนเปื้อนผสมกับสารอาหารและออกซิเจน แล้วนำเข้าสู่อุปกรณ์บำบัด ทำให้จุลินทรีย์จากชั้นใต้ดินมารับออกซิเจนและสารอาหาร ก่อนที่จะถูกสูบลงสู่น้ำใต้ดินปนเปื้อนหลังจากที่จุลินทรีย์ ออกซิเจน สารอาหาร และสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดินมีปฏิกิริยาชีวเคมีขึ้นในสภาวะแอโรบิก ทำให้เกิดการกำจัดสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดินด้วยวิธีชีวภาพ

ถ้าระดับน้ำใต้ดินตื้นใกล้ผิวดิน อาจใช้ขุดร่องเพื่อนำออกซิเจนและสารอาหารใส่ลงในชั้นใต้ดิน เพื่อใช้บำบัดสารปนเปื้อนด้วยวิธีชีวภาพ วิธีนี้จะใช้กับสภาพพื้นที่ที่มีน้ำใต้ดินค่อนข้างตื้นมาก จึงไม่จำเป็นต้องขุดบ่อบำบัดซึ่งเสียค่าใช้จ่ายสูง ให้ใช้วิธีขุดร่องได้เช่นเดียวกับวิธีบ่อบำบัดคือ ได้ชั้นดินทำหน้าที่เสมือนถังบำบัดของเสียอันตรายแบบชีวภาพ

วิธีบำบัดด้วยการบำบัดในใต้ชั้นดินเป็นวิธีที่มีปัจจัยต่าง ๆ มากมายแต่ปัจจัยสองปัจจัยหลักที่สำคัญที่ควรคำนึงถึง ได้แก่

- 1) ปัจจัยทางธรณีวิทยา
- 2) ปัจจัยทางชีวภาพ

ดังที่ได้กล่าวมาข้างต้นถึงปัจจัยทางธรณีวิทยาแล้วว่า มีความสำคัญมากต่อการบำบัดเพราะสภาพชั้นใต้ดินต้องไม่ควรเป็นแบบชั้นหินมีรอยแตกมากมาย จนเกิดทางน้ำไหล ซึ่งเกิดปัญหาไหลลัดวงจรได้มากขึ้น ก่อให้เกิดประสิทธิภาพการบำบัดตกต่ำเพราะมีการกั้นระหว่างออกซิเจน สารอาหาร สารปนเปื้อนกับจุลชีพไม่ดี จึงอาจต้องมีบ่อสูบน้ำเข้าระบบหรือใช้รางสูบน้ำเข้าระบบ

11. น้ำใต้ดิน

น้ำใต้ดิน (Groundwater) ส่วนใหญ่หมายถึง น้ำที่อยู่ใต้ผิวดิน ใต้ระดับน้ำใต้ดิน (Water table) ในดิน และในชั้นหินที่มีการอิ่มตัวของน้ำอย่างเต็มที่ แต่ในการศึกษาเกี่ยวกับระบบน้ำใต้ดินจะพิจารณาากกว่านั้น นอกจากเรื่องของส่วนอิ่มตัวด้วยน้ำ (Saturated) การไหลของน้ำใต้ดิน (Groundwater flow) แล้วยังรวมถึงส่วนที่อยู่ใกล้ผิวดิน ส่วนไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated) และความชื้นในดินด้วย ซึ่งเป็นส่วนสำคัญในวัฏจักรของน้ำ

ส่วนตั้งแต่ใต้ผิวดินลงไปจนถึงน้ำใต้ดินนั้น อาจแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วนใหญ่ ๆ คือ ชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated zone) และชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำ (Saturated zone) ซึ่งแบ่งแยกจากกันด้วยระดับน้ำใต้ดิน และส่วนแคปิลลารี (Capillary fringe) ซึ่งอยู่เหนือเส้นระดับน้ำใต้ดิน ดังภาพที่ 6

11.1 ชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated zone)

หรือเรียกอีกอย่างว่า ชั้นอากาศ (Aeration zone) หรือ vadose zone

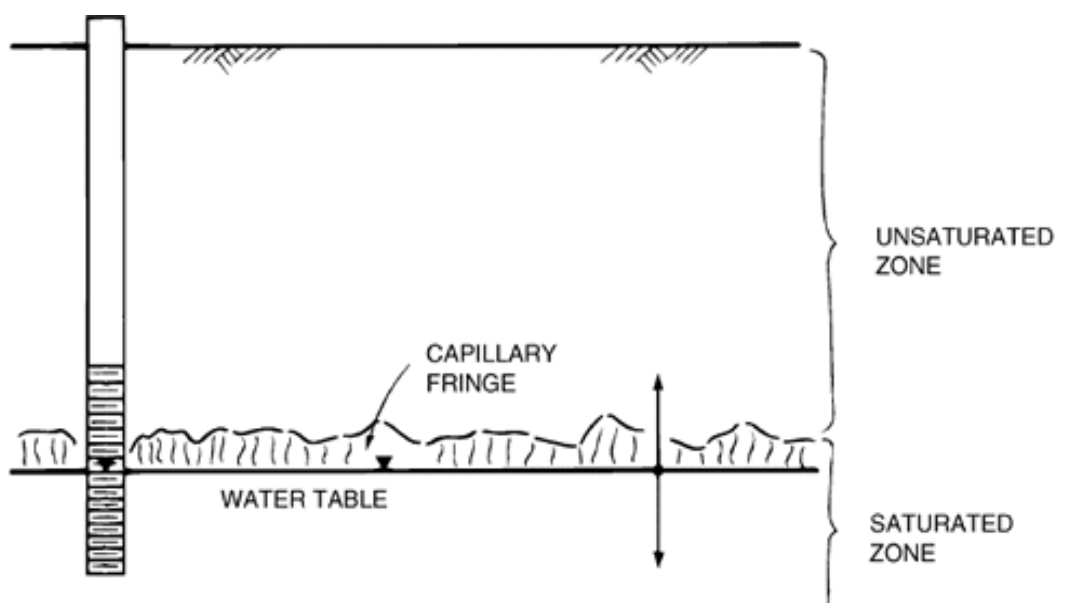
- 1) อยู่เหนือเส้นระดับน้ำใต้ดิน และส่วนแคปิลลารี

2) ช่องว่างระหว่างเม็ดดินบางส่วนบรรจุด้วยน้ำ บางส่วนบรรจุด้วยอากาศ ปริมาณความชื้น (Moisture content) มีค่าน้อยกว่าความพรุน (Porosity)

3) fluid pressure มีค่าน้อยกว่าความดันบรรยากาศ pressure head มีค่าน้อยกว่าศูนย์

4) hydraulic head สามารถวัดด้วย Tensiometer

5) hydraulic conductivity และ ปริมาณความชื้น เป็นฟังก์ชันของ pressure head



ภาพที่ 6 ชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated zone) และชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำ (Saturated zone)

ที่มา: Wei (2005)

11.2 ชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำ (Saturated zone)

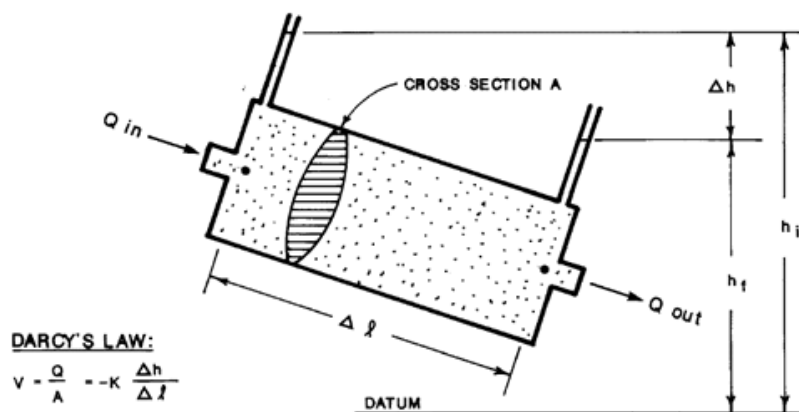
- 1) อยู่ใต้เส้นระดับน้ำใต้ดิน
- 2) ช่องว่างระหว่างเม็ดดินทั้งหมดบรรจุด้วยน้ำ และปริมาณความชื้นมีค่าเท่ากับ ความพรุน
- 3) fluid pressure มีค่ามากกว่าความดันบรรยากาศ pressure head มีค่ามากกว่าศูนย์
- 4) hydraulic head ต้องวัดด้วย Piezometer
- 5) hydraulic conductivity เป็นค่าคงที่ ไม่เป็นฟังก์ชันของ pressure head (Freeze and Cherry, 1979)

11.3 ส่วนแคปิลลารี (Capillary fringe)

การคงอยู่ของน้ำตามช่องว่างของดินในส่วนนี้จะเกี่ยวข้องกับแรงตึงผิว (Surface tension) แรงยึดแคปิลลารี (Capillary force) และพลังงานผิว (Surface energy) น้ำส่วนใหญ่ที่อยู่ตามช่องว่างดินในส่วนนี้จะอยู่ด้วยแรงตึงผิว

11.4 การไหลของน้ำใต้ดิน (Groundwater flow)

ปี 1856 Darcy Henry วิศวกรชาวฝรั่งเศส ทำการทดลอง ใช้ท่อรูปทรงกระบอก ความยาว L พื้นที่หน้าตัด A บรรจุด้วยตัวกลาง คือ ทราย ติดตั้ง Manometer 1 คู่ เพื่อวัด head loss ที่หัวและท้ายของท่อ แล้วปล่อยน้ำไหลผ่านท่อด้วยอัตราการไหล Q ดังภาพที่ 7



ภาพที่ 7 รูปจำลองการทดลองของ Darcy

ที่มา: Wei (2005)

พบว่า “อัตราการไหลของน้ำผ่านตัวกลางพรุน (Porous media) แปรผันตรงกับ head loss (h) พื้นที่หน้าตัดของท่อรูปทรงกระบอก (A) และธรรมชาติของตัวกลางพรุนนั้น ๆ (K) แปรผกผันกับความยาวของท่อรูปทรงกระบอก (L) ตามแนวการไหล”

ดังนั้นจากผลการทดลอง แสดงว่า $Q \propto h$; $Q \propto A$ และ $Q \propto 1/L$ ซึ่งเมื่อรวมปัจจัยทั้งหมดจะได้เป็น

$$Q \propto Ah/L$$

ดังนั้น ถ้า K เป็นค่าคงที่

$$Q \propto KAh/L$$

หรือในเทอมทั่ว ๆ ไป สมการจะได้เป็น

$$v = Q/A = -Kdh/dl$$

เมื่อ

v เป็น Darcy Velocity [LT^{-1}]

K เป็น hydraulic conductivity (ค่าสัมประสิทธิ์การยอมให้น้ำซึมผ่าน) [LT^{-1}]

dh/dl เป็น hydraulic gradient [-]

ความเร็ว v ในสมการข้างต้นเป็น Darcy velocity เพราะว่าเป็นการไหลผ่านพื้นที่ A ทั้งหมดของท่อรูปทรงกระบอกทราย รวมทั้งส่วนที่เป็นของแข็งและช่องว่างเข้าด้วยกัน ในสภาพที่แท้จริงน้ำสามารถไหลออกมาตามช่องว่างเท่านั้น ดังนั้นค่า average interstitial velocity จะเท่ากับ

$$V_a = Q/nA$$

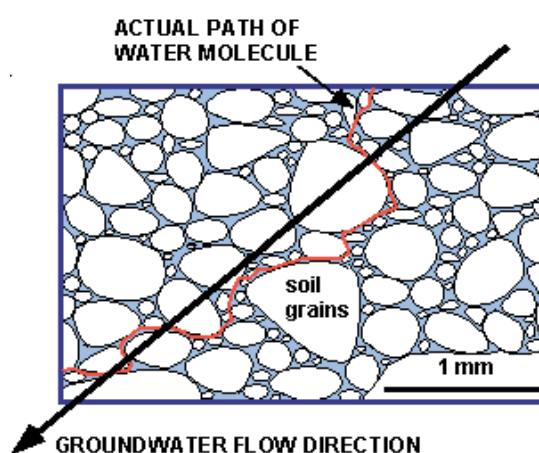
เมื่อ n เป็น เปอร์เซ็นต์ความพรุนของตัวกลาง (porosity)

ถ้าในทรายที่มีเปอร์เซ็นต์ความพรุน 33 เปอร์เซ็นต์ V_a จะเท่ากับ $3v$ นั้นแสดงว่าความเร็วจริงของการไหลควรจะคำนึงถึงโครงสร้างภายในของตัวกลางพรุนด้วย ยกตัวอย่างเช่น ถ้าน้ำไหลผ่านชั้นทราย ปริมาณช่องว่างจะแตกต่างกันไปตามจุดต่าง ๆ ภายในเนื้อทรายนั่น นั่นคือความเร็วของน้ำจะไม่สม่ำเสมอขึ้นอยู่กับการทิศทางที่ไหล และจุดภายในชั้นทรายในธรรมชาติ ตัวกลางพรุนมีการไหลในสามมิติ ซึ่งยุ่งยาก และซับซ้อน ความเร็วจริงการไหลจึงพิจารณาในเชิงปริมาณเท่านั้น

11.5 ความสัมพันธ์ระหว่างดินและน้ำ (Soil-Water Relationship)

วีระพล (2538) กล่าวว่า ความชื้นในดินอาจจะอยู่ในลักษณะต่าง ๆ กัน กล่าวคือ ในลักษณะของ gravity water โดยเฉพาะในกรณีที่ช่องว่างระหว่างอนุภาคดินมีขนาดใหญ่ในลักษณะของ capillary water โดยเฉพาะในกรณีที่ช่องว่างระหว่างอนุภาคดินมีขนาดเล็ก ในลักษณะของ hygroscopic moisture โดยการเคลือบคล้ายฟิล์มบาง ๆ รอบเม็ดดิน และในลักษณะของ water vapor เนื่องจากเม็ดดินที่เรียงตัวกันอยู่มีช่องว่างระหว่างเม็ดดิน น้ำจะแทรกเข้าไปอยู่ในช่องว่างและเกาะติดอยู่กับเม็ดดินในลักษณะต่าง ๆ ด้วยแรงสองชนิดด้วยกันคือ adhesive force และ cohesive force หากน้ำเข้าไปแทนที่อากาศจนเต็มทุกช่องว่าง ก็กล่าวได้ว่า ดินอยู่ในสภาพอิ่มตัว และน้ำที่อยู่ในช่องว่างนั้นทั้งหมดจะเป็นปริมาตรสูงสุดที่ดินจะเก็บกักเอาไว้ได้หากไม่มีแรงจากภายนอก

มากระทำ แต่เนื่องจากว่าสสารทุกอย่างที่อยู่บนโลกจะถูกแรงดึงดูดของโลกกระทำอยู่ตลอดเวลา รวมทั้งน้ำที่อยู่ในช่องว่างระหว่างเม็ดดินด้วย และในช่องว่างที่มีขนาดใหญ่แรง adhesive ระหว่างอนุภาคของน้ำที่อยู่ตรงกลางของช่องว่างกับเม็ดดินจะน้อยกว่าในช่องว่างที่มีขนาดเล็กกว่า ดังนั้นเมื่อผลรวมของแรง cohesive adhesive น้อยกว่าแรงดึงดูดของโลก น้ำก็จะไหลลงสู่ที่ต่ำกว่า น้ำในดินที่ไหลด้วยสาเหตุดังกล่าวนี้ก็คือ gravity water หรือ free water ส่วนน้ำในช่องว่างขนาดเล็กซึ่งไม่สามารถไหลไปได้ด้วยแรงดึงดูดของโลก แต่จะมีการเคลื่อนที่ด้วยแรงดูดซับ (capillary force) น้ำซึ่งอยู่ในสภาพดังกล่าวนี้เรียกว่า capillary water ซึ่งการเคลื่อนที่จะช้ากว่ากรณี gravity water และจะมีทิศทางไปทางใดก็ได้ สำหรับน้ำที่ยึดติดแน่นกับเม็ดดินและไม่สามารถที่จะทำให้เคลื่อนที่ได้ด้วยแรงดึงดูดของโลกหรือแรงดูดซับได้เลยนั้นเรียกว่า hygroscopic water



ภาพที่ 8 การไหลของน้ำใต้ดิน

ที่มา: non-original Digital Atlas of Idaho materials (2005)

11.6 การเคลื่อนที่ของน้ำใต้ดิน (Movement of Groundwater)

การไหลของน้ำใต้ดินสามารถคำนวณได้จากกฎของดาร์ซี (Darcy's Law) และความพรุนของดินที่มีความต่อเนื่องตลอดชั้นดินอุ้มน้ำ (effective porosity) พบว่า อัตราการไหลผ่านตัวกลางพรุน (Q) จะแปรผันโดยตรงกับพื้นที่หน้าตัด (A) และค่าความแตกต่างระหว่างระดับน้ำ (Head loss) ที่เข้าและออกจากระบบ (dH) แต่จะแปรผกผันกับระยะทางตามทิศทางการไหล (dX) ซึ่งแสดงในสมการที่ (6) ดังนี้

$$v = -K\left(\frac{dH}{dX}\right) \quad \text{หรือ} \quad Q = -K \times A\left(\frac{dH}{dX}\right) \quad (6)$$

เมื่อ

Q คือ อัตราการไหล [L^3T^{-1}]

v คือ ความเร็วเฉลี่ยของการไหล [LT^{-1}]

A คือ พื้นที่หน้าตัด [L^2]

K คือ ค่าสัมประสิทธิ์การยอมให้น้ำซึมผ่าน (hydraulic conductivity) [LT^{-1}]

dH คือ ความแตกต่างระหว่างระดับน้ำ (hydraulic head) [L] = $h_2 - h_1$

dX คือ ระยะทางตามทิศทางการไหล [L] = $X_2 - X_1$

dH/dX คือ ค่าลาดชัน (hydraulic gradient)

$[-dH/dX]$ มีเครื่องหมายลบแสดงถึงระยะทางตามทิศทางการไหลมากขึ้นพลังงาน

ลดลง]

นอกจากนี้ยังพบว่า v จะแปรผันตรงกับ dH เมื่อ dX เป็นค่าคงที่ และจะแปรผกผันกับ dX เมื่อ dH เป็นค่าคงที่ หรือถ้า dH/dX เป็นค่าคงที่ v จะแปรผันตรงกับค่า K (Freeze and Cherry, 1979) ซึ่งความเร็ว v เป็นความเร็วเฉลี่ย (ความเร็วดาร์ซี) = Q/A , ส่วนความเร็วจริง ๆ คือ ความเร็วของน้ำในช่องว่างจะเท่ากับ v_a (actual velocity) ซึ่งแสดงในสมการที่ (7) ดังนี้

$$v_a = \frac{v}{n} \quad (7)$$

เมื่อ n คือ ความพรุนทั้งหมด (total porosity) ซึ่งได้จากปริมาตรของส่วนที่ไม่ใช่ของแข็งในดิน เมื่อคิดเป็นร้อยละของปริมาตรทั้งหมดของดิน

ค่าสัมประสิทธิ์การยอมให้น้ำซึมผ่าน (hydraulic conductivity; K) เป็นค่าคงที่ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของน้ำหรือของไหล และคุณสมบัติของตัวกลางที่ไหลผ่าน ซึ่งตัวกลางที่สำคัญได้แก่ ดินเหนียว ดินร่วน ดินทราย กรวด เป็นต้น ดังแสดงในตารางที่ 4

ตารางที่ 4 ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่เกี่ยวกับคุณสมบัติของดินโดยทั่วไป

Soil Type	Hydraulic Conductivity K (cm/s)	Total Porosity n (%)	Effective Porosity n_e (%)	Bulk Density D_b (g/cm ³)
Clayey	10^{-9} - 10^{-6}	40-60	0-5	1.2-1.8
Silty	10^{-7} - 10^{-3}	35-50	3-20	1.1-1.8
Sandy	10^{-5} - 10^{-1}	20-50	10-35	1.3-1.9
Gravelly	10^{-1} - 10^2	25-40	12-30	1.6-2.1

ที่มา: Freeze and Cherry (1979); Sanders (1998)

12. คุณภาพน้ำใต้ดิน

คุณภาพน้ำใต้ดินจะมีความแตกต่างกันระหว่างสถานที่หนึ่งกับอีกสถานที่หนึ่ง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับประเภทของชุมชนที่อยู่รอบ ๆ พื้นที่และประเภทของชั้นดินหรือหินที่เก็บกักน้ำใต้ดินอยู่ในปัจจุบันน้ำใต้ดินได้ถูกปนเปื้อนด้วยสารที่เป็นอันตรายต่อสภาพแวดล้อมและสุขภาพของประชากร ไม่ว่าจะเป็นสารเคมี โลหะหนัก สารปราบศัตรูพืช หรือสารประกอบไฮโดรคาร์บอน อาจมาจากน้ำมันเชื้อเพลิงที่รั่วไหลจากถังกักเก็บบนดินและใต้ดินเป็นต้น ซึ่งค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำใต้ดินสำหรับประเทศไทย ตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 20 (พ.ศ. 2543) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 ได้กำหนดค่าระดับความเข้มข้นสูงสุดของสารอันตรายที่ยอมให้มีในน้ำใต้ดิน โดยไม่ก่อให้เกิดอันตรายและผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนเมื่อนำน้ำใต้ดินมาบริโภค ซึ่งแสดงในตารางที่ 5 ดังนี้

ตารางที่ 5 ความเข้มข้นมาตรฐานของอินทรีย์คลอรีน ethylene ในน้ำใต้ดินของประเทศไทย

สารอินทรีย์ระเหยง่าย	ความเข้มข้น (ไมโครกรัมต่อลิตร)
1, 2 – Dichloroethane	5
1, 1 – Dichloroethylene	7
cis - 1, 2 - Dichloroethylene	70
trans - 1, 2 - Dichloroethylene	100
Dichloromethane	5
Tetrachloroethylene	5
Trichloroethylene	5
1, 1, 1 – Trichloroethane	200
1, 1, 2 – Trichloroethane	5

ที่มา: ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 20 (พ.ศ. 2543)

13. สถานการณ์มลพิษด้านของเสียอันตราย

การพัฒนาภาคอุตสาหกรรมและการเกษตรของประเทศอย่างต่อเนื่อง ส่งผลให้เกิดการผลิตและนำเข้าสารเคมีอันตรายมาใช้ในประเทศเป็นจำนวนมาก ปัญหาหนึ่งที่หลีกเลี่ยงไม่ได้คือ การเพิ่มขึ้นของอุบัติเหตุจากสารเคมีทั้งจากในกระบวนการผลิต การจัดเก็บและการขนส่ง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) คาดการณ์ว่าปริมาณของเสียอันตรายทั้งหมดในปี 2547 มีประมาณ 1.81 ล้านตัน เพิ่มขึ้นจากปี 2546 ประมาณ 0.01 ล้านตัน แบ่งออกเป็นของเสียอันตรายจากอุตสาหกรรม 1.405 ล้านตัน และปริมาณของเสียอันตรายจากชุมชน 0.403 ล้านตัน (รวมมูลฝอยติดเชื้อ 0.02 ล้านตัน) โดยของเสียอันตรายส่วนใหญ่กว่าร้อยละ 59 ของปริมาณที่เกิดขึ้นหรือประมาณ 1.06 ล้านตันเกิดขึ้นในเขตกรุงเทพมหานครและปริมณฑล

ตามรายงานของสำนักระบาดวิทยา กรมควบคุมโรค พบว่าในปี 2547 มีผู้ป่วยจากสารอันตรายทั้งสิ้น 2,131 ราย เสียชีวิต 12 ราย จำแนกเป็นผู้ป่วยที่ได้รับพิษจากสารปิโตรเลียม 126 ราย ก๊าซและไอรระเหย 86 ราย กลุ่มสารแมงกานีส ปรอท และสารหนู 122 ราย ผู้เจ็บป่วยที่ได้รับพิษจากสารเคมีป้องกันกำจัดศัตรูพืชและสัตว์ 12 ราย เมื่อเทียบกับปี 2546 พบว่าจำนวนผู้ป่วยลดลงแต่จำนวนผู้เสียชีวิตเท่าเดิม นอกจากนี้ยังพบปัญหา ร้องเรียนและการเกิดอุบัติเหตุจากสารอันตรายในรอบปี 2547 รวม 29 ครั้ง

การจัดการของเสียอันตรายจากภาคอุตสาหกรรม ซึ่งเกิดขึ้นในเขตกรุงเทพมหานครและปริมณฑล แต่มีการส่งเข้ามำกำจัดเพียงร้อยละ 50 ของปริมาณที่เกิดขึ้น ทั้งนี้สาเหตุสำคัญอาจเนื่องมาจากความคุ้มค่าด้านเศรษฐศาสตร์ โดยผู้ประกอบการบางส่วนเลือกที่จะจัดการด้วยตัวเอง หรือบางส่วนต้องการรวบรวมของเสียให้มีปริมาณมากเพียงพอ ก่อนส่งไปกำจัด เพื่อลดต้นทุน และสาเหตุอีกประการคือ การติดตามตรวจสอบของเจ้าหน้าที่ในการบังคับใช้กฎหมายสำหรับการเคลื่อนย้ายและกำจัดของเสียอันตรายจากโรงงานไปยังสถานที่กำจัดอย่างถูกกฎหมาย โดยมีปริมาณที่ได้รับการกำจัดประมาณ 0.69 ล้านตัน

ในด้านของเสียอันตรายจากชุมชน ส่วนใหญ่มีการจัดการที่ไม่เหมาะสม เนื่องจากยังมีการกำจัดของเสียอันตรายจากชุมชนรวมไปกับขยะมูลฝอยทั่วไป ส่วนมูลฝอยติดเชื้อ สถานพยาบาล ที่มีเตาเผามูลฝอยติดเชื้อแล้วจะดำเนินการเอง และมูลฝอยติดเชื้อบางส่วน องค์การปกครองส่วนท้องถิ่นเป็นผู้เก็บรวบรวมและกำจัด โดยมีเตาเผาขยะติดเชื้อขององค์การปกครองส่วนท้องถิ่นทั่วประเทศอยู่ประมาณ 10 แห่ง สำหรับขยะมูลฝอยอุตสาหกรรมที่มีไซของเสียอันตราย ยังคงทิ้งรวมกับขยะมูลฝอยชุมชน แต่อุตสาหกรรมขนาดใหญ่มีบางแห่งจ้างเอกชนให้นำไปทิ้งร่วมกับขยะมูลฝอยชุมชน ซึ่งนับเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อม ทั้งดิน น้ำ และอากาศ กรณีมีการเผาเป็นบางครั้งคราว

จากสถานการณ์การจัดการมูลฝอยดังกล่าวข้างต้น ทำให้มลพิษจากมูลฝอยยังคงเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่สำคัญของประเทศไทยในปัจจุบัน โดยการจัดการมูลฝอยที่ไม่ถูกหลักสุขาภิบาล ก่อให้เกิดปัญหาด้านกลิ่นเหม็นรบกวน ปัญหาแหล่งเพาะพันธุ์ของพาหะนำโรค ผลกระทบต่อสภาพภูมิทัศน์ ผลกระทบต่อแหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดินอันเกิดจากน้ำชะมูลฝอย และที่สำคัญที่สุดคือผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของมนุษย์

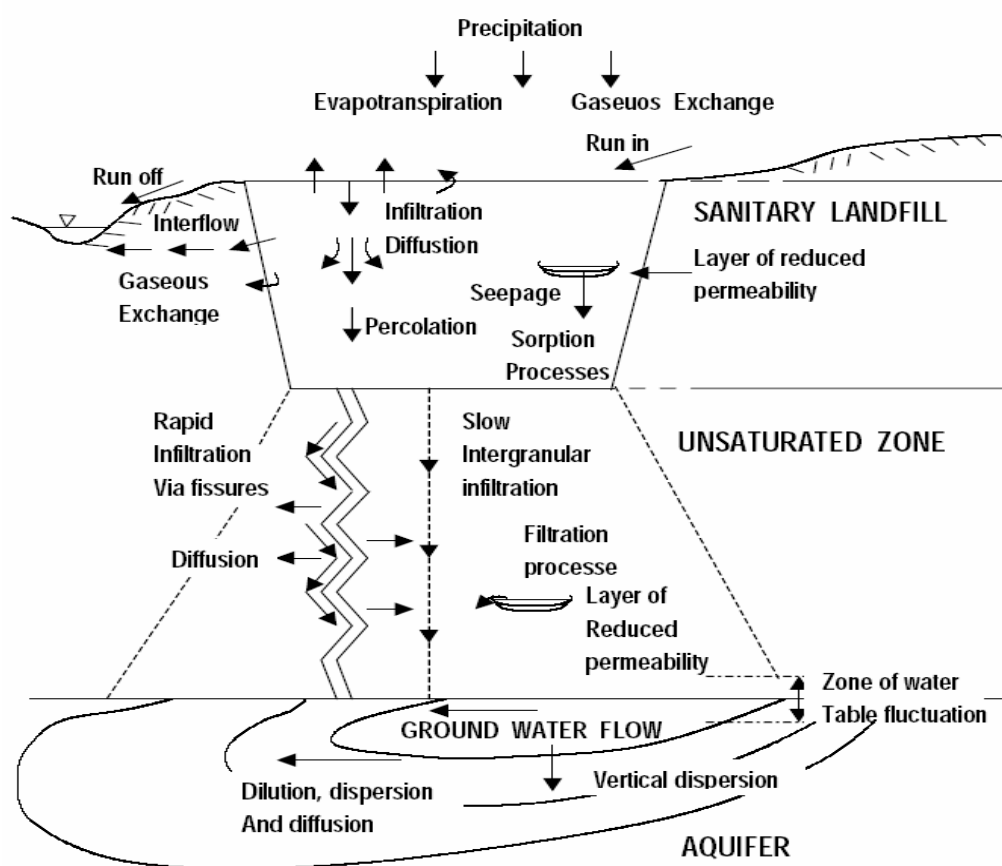
14. น้ำชะมูลฝอย

น้ำชะมูลฝอยเกิดจากของเหลวที่ซึมผ่านชั้นมูลฝอยในหลุมฝังกลบแล้วจะละลายเอาสารละลายหรือสารแขวนลอยต่าง ๆ ออกมากับของเหลวนั้น ซึ่งของเหลวที่ซึมผ่านลงมาส่วนใหญ่จะเป็นน้ำฝนที่ตกลงมาบริเวณหลุมฝังกลบ โดยน้ำฝนส่วนที่เหลือจากการไหลบ่าบนผิวดิน (surface runoff) การระเหยและการคายน้ำของดินและพืช จะถูกกักเก็บในชั้นดินจนกระทั่งความชื้นที่สะสมในชั้นดินเกินความจุสนาม (field capacity) ของดิน น้ำจะซึมลงสู่ชั้นของขยะมูลฝอย ของเหลวที่ซึมลงมานี้จะ

สะสมอยู่ในชั้นของขยะมูลฝอยและซึมลงไปสะสมตัวที่พื้นข้างใต้หลุมฝังกลบ กลายเป็น leachate หรือน้ำชะมูลฝอย (Dass *et al.*, 1977)

14.1 การเกิดน้ำชะมูลฝอย

ชะมูลฝอยเป็นผลจากระบวนการเปลี่ยนรูปมูลฝอยทางด้านกายภาพ เคมี และชีวภาพโดยมีน้ำเป็นตัวร่วมในปฏิกิริยา กระบวนการเกิดปฏิกิริยาจะเกิดกลไกทางกายภาพ 3 ระยะ ได้แก่ การย่อยสลายของแข็ง (Solid Phase) การเกิดของเหลว (Liquid Phase) และการเกิดก๊าซ (GasPhase) ของเหลวที่เกิดขึ้นมีปริมาณของสารอินทรีย์ทั้งในรูปของสารละลาย สารแขวนลอย และอออน ในปริมาณค่อนข้างสูง (Christensen *et al.*, 1992) ดังแสดงในภาพที่ 9



ภาพที่ 9 การเกิดน้ำชะมูลฝอย

ที่มา: Christensen *et al.* (1992)

สำหรับการเกิดน้ำชะมูลฝอยสามารถอธิบายได้โดยการพิจารณาความแตกต่างของปริมาณน้ำที่เปลี่ยนแปลงในหลุมฝังกลบมูลฝอยสุทธิ กับความสามารถในการเก็บกักน้ำของชั้นมูลฝอย หากปริมาณน้ำที่เปลี่ยนแปลงในหลุมฝังกลบสุทธิมีค่ามากกว่าความสามารถในการเก็บกักน้ำของชั้นมูลฝอย จะเกิดน้ำชะมูลฝอยขึ้น (Tchobanoglous *et al.*, 1993)

สำหรับความสามารถในการเก็บกักน้ำของชั้นมูลฝอย ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของมูลฝอยดินที่ใช้ปิดทับ และการบดอัดมูลฝอยซึ่งหาได้จากการทดลอง ในขั้นตอนของการฝังกลบ มูลฝอยจะถูกบดอัดทำให้บางขึ้นส่วนมีขนาดเล็กลง เมื่อเวลาผ่านไปจุลินทรีย์ที่มีอยู่จะย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างช้า ๆ ทำให้มีการเปลี่ยนแปลงทางด้านกายภาพ เคมี และชีวภาพอยู่ตลอดเวลา ซึ่งการย่อยสลายจะใช้เวลาหลายปี ในระหว่างการย่อยสลาย ส่วนที่เป็นน้ำซึ่งเป็นองค์ประกอบของมูลฝอยในรูปความชื้น รวมถึงน้ำจากภายนอก เช่น น้ำฝน น้ำใต้ดิน จะละลายเอาสิ่งสกปรกต่าง ๆ ที่มีอยู่ในมูลฝอยและไหลลงสู่ด้านล่าง กลายเป็นน้ำชะมูลฝอย ซึ่งอาจทำให้เกิดการปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดินบริเวณใกล้เคียง

คุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจะแปรผันตามชนิดของมูลฝอย สภาพอากาศ ฤดูกาล อายุของหลุมฝังกลบ ความสูงของชั้นมูลฝอยและความชื้นที่มาจากมูลฝอย (David, 1981) ซึ่งลักษณะทั่วไปของน้ำชะมูลฝอยจากชุมชนจะมีความเข้มข้นของสารประกอบอินทรีย์ละลายอยู่สูง การควบคุมความชื้นในมูลฝอยให้มีปริมาณน้อย จะทำให้เกิดน้ำชะมูลฝอยในปริมาณที่น้อยตามไปด้วย ซึ่งส่งผลต่อปฏิกิริยาการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายช้าลง (Townsend *et al.*, 1996) นอกจากนี้ยังพบว่า การหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอยจะเพิ่มอัตราการทรุดตัวของหลุมฝังกลบมูลฝอยด้วย (Leckie *et al.*, 1979)

14.2 องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอย

น้ำชะมูลฝอยจากการฝังกลบประกอบไปด้วยสารละลายต่าง ๆ บางชนิดก่อให้เกิดมลพิษต่อสิ่งแวดล้อม คุณภาพของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชนจะเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลา เนื่องจากการย่อยสลายอย่างต่อเนื่อง โดยทั่วไปจะแบ่งกระบวนการย่อยสลายออกเป็น 3 ระยะ ได้แก่ ระยะใช้ออกซิเจน (Aerobic Phase) ระยะการผลิตกรด (Acidogenic Phase) และระยะสร้างมีเทน (Methanogenic Phase)

14.3 สารมลพิษที่พบว่ามีสารปนเปื้อนในน้ำชะมูลฝอย

สารมลพิษที่พบว่ามีสารปนเปื้อนในน้ำชะมูลฝอย แบ่งออกเป็น 4 ประเภท (Christensen *et al.*, 1994) ดังนี้

14.3.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter) อยู่ในรูปของค่า COD (chemical oxygen demand) หรือสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (total organic carbon, TOC) รวมถึงมีเทน (CH_4) กรดไขมันระเหย (volatile fatty acids)

14.3.2 สารอนินทรีย์ เช่น Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn และ HCO_3^- เป็นต้น

14.3.3 โลหะหนัก ได้แก่ Cd, Cr, Cu, Pb, Ni และ Zn

14.3.4 xenobiotic organic compounds (XOC) มีแหล่งกำเนิดจากบ้านเรือนและอุตสาหกรรมเคมี มักพบว่ามีค่าเข้มข้นต่ำในน้ำชะมูลฝอย โดยพบความเข้มข้นของสารแต่ละชนิดต่ำกว่า 1 มก./ล. สารกลุ่มนี้รวมถึงสารอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน ฟีนอล และคลอรีเนเตดอะลิฟาติก (อินทรีย์คลอรีน aliphatics)

14.4 ผลกระทบของน้ำชะมูลฝอย

หลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชน (municipal solid waste, MSW) ส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำใต้ดินในบริเวณใกล้เคียง ทั้งนี้เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นมีสารพิษ สารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลายชนิด ทำให้มีการปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำใต้ดิน

ในปัจจุบันการกำจัดมูลฝอยในประเทศมีปัญหาด้านการจัดการน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากมูลฝอยเนื่องจากส่วนใหญ่ยังไม่มีระบบบำบัดน้ำเสีย หรือมีการใช้บ่อฝังในการบำบัดน้ำเสีย แต่ไม่ได้มีการออกแบบอย่างถูกต้อง ให้เพียงพอกับปริมาณและลักษณะของน้ำเสียที่เกิดขึ้น ทำให้ไม่สามารถลดความสกปรกในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ การปล่อยน้ำชะมูลฝอยที่บำบัดยังไม่ได้มาตรฐานออกสู่สิ่งแวดล้อม เป็นการแพร่กระจายความสกปรกและสารพิษที่มีอยู่ในมูลฝอยสู่

แหล่งน้ำผิวดินและใต้ดิน ซึ่งเป็นแหล่งน้ำสำคัญในการนำไปใช้ประโยชน์ด้านอุปโภค บริโภค และเกษตรกรรมจึงอาจก่อให้เกิดผลกระทบด้านต่าง ๆ ดังนี้

14.4.1 ผลกระทบต่อแหล่งน้ำธรรมชาติ เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยมีองค์ประกอบของสารต่าง ๆ อยู่มากมายทั้งสารเป็นพิษ และความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่สูงมาก ดังนั้นอาจก่อให้เกิดผลกระทบต่อน้ำและระบบนิเวศน์ในธรรมชาติ ได้แก่

- การลดลงของออกซิเจนในแหล่งน้ำ น้ำชะมูลฝอยมีปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงมาก จากการศึกษาของ (Ou,1989) พบว่าน้ำชะมูลฝอยจากสถานีฝังกลบมูลฝอยอ่อนนุช ที่ผ่านบ่อหมักไร้อากาศแล้วมีค่า BOD₅ ประมาณ 286-555 มก./ล. เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ จะมีผลอย่างยิ่งต่อปริมาณออกซิเจนในแหล่งน้ำ ทำให้ปริมาณออกซิเจนลดลงเนื่องจากถูกนำไปใช้ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Metcalf and Eddy, 1991)

- ความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ จากระบบฝังกลบมูลฝอยมักมีสารที่เป็นพิษซึ่งเกิดจากการชะเอาสารพิษจากมูลฝอยที่นำมากำจัด 'ได้แก่' มูลฝอยติดเชื้อจากโรงพยาบาล มูลฝอยอันตรายจากบ้าน เช่น กระป๋องสารฆ่าแมลง หลอดไฟฟ้า และถ่านไฟฉาย เป็นต้น จากการสำรวจสถานที่ฝังกลบมูลฝอยเทศบาลในพื้นที่ภาคเหนือ และภาคกลางโดย (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) พบว่าสถานที่ฝังกลบมูลฝอยส่วนใหญ่ไม่แยกกำจัดมูลฝอยอันตรายและมูลฝอยติดเชื้อก่อให้เกิดผลกระทบโดยตรงต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ และจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

- ทัศนียภาพในแหล่งน้ำ เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยมักจะมีสีน้ำตาลเข้มหรือดำ และการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีทางชีววิทยาเพียงอย่างเดียว ไม่สามารถลดความเข้มของสีลงได้มากนัก เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยมักจะมีพวกฮิวมิก และกรดฟัลวิก ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากทางชีวภาพ เป็นองค์ประกอบอยู่ด้วย (Tchobanoglous *et al.*, 1993)

14.4.2 ผลกระทบต่อดิน น้ำชะมูลฝอยสามารถไหลซึมผ่านชั้นดินที่ไม่มีการบดอัดได้อย่างดี และสามารถกระจายสารมลพิษได้ทั้งแนวราบและแนวดิ่ง นอกจากนี้ดินบางชนิดยังมีคุณสมบัติเป็นตัวกรองที่ดีจึงสามารถดูดซับสิ่งสกปรกและสารพิษ เช่น โลหะหนักต่าง ๆ สะสมไว้ในชั้นดินได้ จากการศึกษาของ (Nicholson *et al.*, 1983) ใน Borden Landfill พบว่ามีการกระจาย

ของคลอไรด์ซัลเฟตความเป็นด่างจากไบคาร์บอเนต (HCO_3^- alkalinity) แคลเซียม แมกนีเซียม โซเดียม โพแทสเซียม แอมโมเนียม เหล็ก และแมงกานีส ในระยะ 100-300 เมตร ในแนวราบ และระยะ 14-18 เมตร ในแนวดิ่ง

14.4.3 ผลกระทบต่อมนุษย์ น้ำชะมูลฝอยที่ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ น้ำผิวดิน และน้ำใต้ดิน อาจก่อให้เกิดผลกระทบโดยตรงกับมนุษย์ เมื่อนำน้ำจากแหล่งน้ำไปอุปโภค บริโภค จากการศึกษาของ (U.S.EPA, 1971) ระหว่างปี 1945-1970 พบว่ามีผู้ป่วยมากกว่า 31,000 คน ที่ป่วยด้วยสาเหตุจากการปนเปื้อน ของแหล่งน้ำใต้ดินจากสารอินทรีย์เคมีที่เป็นพิษ

- การใช้ประโยชน์ เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยมีองค์ประกอบของสารต่าง ๆ ในปริมาณสูง และอาจตกค้างในแหล่งทรัพยากรธรรมชาติต่าง ๆ ได้แก่ ดิน น้ำ ซึ่งจะมีผลต่อการนำทรัพยากรธรรมชาติเหล่านี้มาใช้ประโยชน์ เช่น เพื่อการเพาะปลูก การประมง เป็นต้น

14.5 ปริมาณของก๊าซที่เกิดจากหลุมฝังกลบมูลฝอย

ปริมาณของก๊าซที่เกิดจากหลุมฝังกลบมูลฝอยจะแปรผันตามอายุของหลุมฝังกลบ มูลฝอย และขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ เช่น ชนิดของขยะ สารอินทรีย์ ความลึก ความชื้น ความหนาแน่น ของการบดอัด อุณหภูมิ พีเอช ชนิดของดิน ส่วนประกอบของจุลินทรีย์ และระยะเวลาที่ได้ฝังกลบ มูลฝอย ปริมาณก๊าซสามารถประมาณได้จากการทดลอง และแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ได้มี การประมาณว่าปริมาณมูลฝอยที่ย่อยสลายได้จำนวน 1 ตันจะก่อให้เกิดก๊าซประมาณ 6 ลบ.ม.ต่อปี สำหรับหลุมฝังกลบมูลฝอยที่มีอายุ 10 ปี ถึงแม้ว่าจะเป็นค่าที่ต่ำกว่าค่าทางทฤษฎี (Foster and Beck, 1996) ประมาณว่าก๊าซจำนวน 3-6 ft^3 เกิดจากขยะจำนวน 1 ปอนด์ (0.2-0.4 ลบ.ม./กก.) นอกจากนั้น ยังมีวิธีอื่น ๆ ในการวัดปริมาณก๊าซจากหลุมฝังกลบมูลฝอย เช่น การสูบลมขึ้นมาแล้ววัดค่า

Foster and Beck (1996) กล่าวว่า สารประกอบอินทรีย์ที่พบในหลุมฝังกลบส่วนใหญ่ เป็นสาร VOCs โดยสาร VOCs ที่เคลื่อนที่ออกจากหลุมฝังกลบมูลฝอยไปกับน้ำใต้ดิน ผ่านชั้นดิน ในรูปของก๊าซ โดยอาจจะเคลื่อนที่ไปพร้อมกับก๊าซอื่น ๆ เช่น มีเทน ทั้งนี้จะขึ้นอยู่กับความเข้มข้น ของสารที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอย เมื่อก๊าซเหล่านี้เคลื่อนที่ไปสะสมอยู่ชั้นใต้ดินบริเวณที่อยู่อาศัยของมนุษย์ จะทำให้มนุษย์รับก๊าซเหล่านี้ผ่านทางหายใจมากที่สุด มีรายงานว่า VOCs ในหลุมฝังกลบ มูลฝอยรวมทั้งสารไนโตรเจนออกไซด์ ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของชั้นโอโซน, การระคายเคือง

ต่อไปได้อีก ซึ่งได้รายงานถึงความเสี่ยงต่อสุขภาพของมนุษย์ จากการสูดดมก๊าซที่เป็นส่วนประกอบของก๊าซจากหลุมฝังกลบมูลฝอย และความแตกต่างระหว่างสารก่อมะเร็งและไม่ก่อมะเร็งและระหว่างเด็กกับผู้ใหญ่ สาร VOCs ที่พบบ่อยในหลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชนจำนวน 66 แห่งใน California แสดงในตารางที่ 6 ดังนี้

ตารางที่ 6 สารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย (VOCs) ที่พบในหลุมฝังกลบมูลฝอยชุมชนจำนวน 66 แห่งในรัฐ California

Compounds	Average concentration
	(ppm by volume)
Benzene	2.1
Tetrachloroethylene	5.2
1,1-Dichloroethane	2.8
Dichloromethane	25.7
1,1-Dichloroethylene	0.13
Ethylbenzene	7.3
1,1,1-Trichloroethane	0.62
Trichloroethylene	2.1
Toluene	34.9
Vinyl Chloride	3.5
Methyl ethyl Ketone	3.1
Xylene	2.7

ที่มา: Lang *et al.* (1989a, 1989b), quoted by Foster and Beck (1996)

ตารางที่ 7 คุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยและช่วงความเข้มข้น

ดัชนีที่วิเคราะห์	ช่วงความเข้มข้น (mg/L)	ช่วงความเข้มข้นทั่วไป (mg/L)
pH	3.7– 8.8	5.0–7.5
Biochemical Oxygen Demand, 5–	4 – 57,700	1,000 – 30,000
Chemical Oxygen Demand (COD)	31 – 89,520	1,000 – 50,000
Total Organic Carbon (TOC)	0 – 28,500	700 – 10,000
Total volatile Acids (as acetic acid)	70 – 27,700	**
Total Kjeldahl Nitrogen (as N)	7 – 1,970	10 – 500
Nitrate (as N)	0 – 51	0.1–10
Ammonia (as N)	0 – 1,966	**
Total Phosphates	0.2 – 130	0.5–50
Orthophosphates	0.2 – 130	**
Total Alkalinity (as CaCO ₃)	0 – 20,850	500 – 10,000
Total Hardness (as CaCO ₃)	0 – 22,800	500 – 10,000
Total Solids	0 – 59,200	3,000 – 50,000
Total Dissolved Solids (TDS)	584 – 44,900	1,000 – 20,000
Specific Conductance (mmhos/cm)	1,400 – 17,100	2,000 – 8,000
Calcium	60–7,200	100–3,000
Magnesium	17–15,600	30–500
Sodium	0–7,700	200–1,500
Chloride	4.7 – 4,816	100 – 2,000
Sulfate	10 – 3,240	10 – 1,000
Chromium	0.02 – 18	0.05 – 1
Cadmium	0–17	0–0.1
Copper	0.005 – 9.9	0.02–1
Lead	0.001 – 2	0.1–1
Nickel	0.02 – 79	0.1–1
Iron	4 – 2,820	10 – 1,000
Zinc	0.06 – 370	0.5 – 30
Methane Gas (percent composition)	(Up to 60%)	**

หมายเหตุ ** ไม่มีข้อมูล

ที่มา: U.S. Army Corps of Engineers (1995)

15. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Schollhorn *et al.* (1997) รายงานว่า lactate เป็นตัวให้อิเลคตรอนที่ดีที่สุดในการกระตุ้นกระบวนการ reductive dechlorination รองลงมาคือ formate, methanol, acetate, ไฮโดรเจน และ ethanol ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Hirl and Irvine (1997) ที่พบว่า ในถังปฏิกริยาไร้ออกซิเจนแบบ sequencing batch ที่มีการเติม lactate และ acetate ส่งผลให้การย่อยสลาย PCE ไปเป็น DCE เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ ในขณะที่ถังปฏิกริยาที่เติม methanol หรือไฮโดรเจน จะมี PCE TCE และ DCE ตกค้างในระบบ จากผลการศึกษาดังกล่าวได้ว่าการบำบัด TCE ซึ่งเป็นอนุพันธ์ที่เกิดขึ้นระหว่างการย่อย PCE ไปเป็น DCE สามารถเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อตัวให้อิเลคตรอนคือ lactate และ acetate

Wu *et al.* (1998) ได้ทำการศึกษา anaerobic dechlorination ของ TCE ให้กลายเป็น ethylene โดยใช้วัสดุอินทรีย์เชิงซ้อน ได้แก่ กากน้ำตาลอ้อย และวัสดุที่มีเซลลูโลส 3 ชนิด ได้แก่ ชังข้าวโพด เศษไม้ และกระดาษหนังสือพิมพ์ เป็นเวลา 140 วัน ใน serum bottles ความเข้มข้นของ TCE เริ่มต้นที่ใช้ในการทดลอง 3 mg/l ซึ่งคิดเป็น 23% ของความเข้มข้นที่เกิดการยับยั้งแบคทีเรียพวกที่สร้างมีเทน (13 mg/l) พบว่าอัตราการเกิด dechlorination เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วง 60 วันแรกของการทดลอง ประสิทธิภาพการใช้ COD และอิเลคตรอนสำหรับกระบวนการ dechlorination อยู่ในช่วง 0.3-0.5% สำหรับกากน้ำตาลอ้อย และ 2.0-3.5% สำหรับวัสดุที่มีเซลลูโลสทั้ง 3 ชนิด ปฏิกริยาการสร้างมีเทน มีศักยภาพกว่าปฏิกริยา dechlorination ในช่วงระหว่างการทดลอง แต่สัดส่วนระหว่างตัวให้อิเลคตรอนกับ COD ที่ถูกใช้สำหรับกระบวนการ dechlorination เพิ่มขึ้นเมื่อความสามารถในการย่อยสลายวัสดุที่มีเซลลูโลสเกิดขึ้นช้า ผลการทดลองสรุปได้ว่า วัสดุอินทรีย์เชิงซ้อนสามารถนำมาใช้เป็นสารตั้งต้นในกระบวนการ dechlorination แทนการใช้สารตั้งต้นที่ได้จากการสังเคราะห์ซึ่งมีราคาแพงกว่า และยังสามารถใช้วัสดุอินทรีย์เชิงซ้อนในการบำบัดสารปนเปื้อนในพื้นที่ (*in situ* or site treatment) ที่มีการปนเปื้อนสาร PCE หรือ TCE ได้ภายในเวลาไม่นาน และยังมีต้นทุนในการดำเนินการต่ำ

การศึกษาความสามารถในการสร้างสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination ของ POMs 3 ชนิด ได้แก่ ชังข้าวโพด chitin จำพวกเปลือกกุ้งเปลือกปู และเศษไม้โดย Vera *et al.* (2001) POMs ที่ใช้ในการทดลองมีขนาดเล็กกว่า 2 mm. ถูกนำมาผสมกับดินและบรรจุในคอลัมน์สแตนเลสขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 9 mm. ยาว 25 cm. ทำการผ่านน้ำใต้ดินเข้าไปในคอลัมน์

วันละ 1 ครั้ง เป็นเวลา 70 วัน ผลการทดลองพบว่าค่า pH ของการทดลองอยู่ในช่วง 5-8.5 โดยเมื่อเวลาการทดลองผ่านไป 30 วัน pH จะอยู่ในช่วง 6-8 ผลการวิเคราะห์พบไฮโดรเจนและมีเทนเกิดขึ้น ซึ่งชี้ให้เห็นว่าภายในระบบเป็นสภาวะไร้ออกซิเจน ส่วนการวิเคราะห์ VFAs พบว่า acetate มีปริมาณมากที่สุด ในขณะที่ propionate, butyrate, isobutyrate และ isovalerate พบในระดับความเข้มข้นต่ำ โดยปริมาณ acetate มีมากสุดในคอลัมน์ที่บรรจุ chitin (4-43 mM) รองลงมาคือ ชังข้าวโพด (1-7 mM) และเศษไม้ (0-3 mM) ตามลำดับ ตลอดจนการทดลองความสามารถในการให้อิเลคตรอนทั้งหมด สำหรับกระบวนการ dechlorination หรือความสามารถในการเคลื่อนย้าย คลอไรด์พิจารณาจากความเข้มข้นของ COD และไฮโดรเจน พบว่า chitin มีความสามารถในการให้อิเลคตรอนมากที่สุด รองลงมาคือ ชังข้าวโพด และเศษไม้ ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณกรดไขมันที่มีในแต่ละชนิด ความสามารถในการให้อิเลคตรอนทั้งหมดที่เหลืออยู่ในระบบเมื่อการทดลองผ่านไป 70 วัน ในคอลัมน์ที่บรรจุ chitin มีค่า 11% ของปริมาณเริ่มต้น ส่วนคอลัมน์ที่บรรจุชังข้าวโพดและเศษไม้ เหลืออยู่ประมาณ 40% และ 44% ของค่าเริ่มต้น ตามลำดับ ชี้ให้เห็นว่าในช่วงเวลาทดลอง 70 วัน ระบบการทดลองที่ใช้ POMs ทั้ง 3 ชนิด มีสภาวะไร้ออกซิเจนและสภาวะที่มีอาหารสมบูรณ์ซึ่งเป็นสภาวะที่ส่งเสริมกระบวนการ dechlorination แต่จำนวนของตัวให้อิเลคตรอนที่สามารถนำไปใช้สำหรับการลดรูปตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้ายในคอลัมน์ที่บรรจุ chitin มีมากที่สุด ดังนั้นการแลกเปลี่ยนอิเลคตรอนจึงเกิดขึ้นดีที่สุดด้วย

Brennan *et al.* (2004a) ได้ทำการศึกษาถึงความเหมาะสมในการใช้ chitin ชังข้าวโพด และ chitin ผสมกับชังข้าวโพด เป็นแหล่งให้อิเลคตรอนสำหรับกระบวนการบำบัดทางชีวภาพของสาร tetrachloroethene (PCE) โดยทำการทดลองแบบไร้ออกซิเจนแบบกึ่งต่อเนื่อง (semi-batch) ในคอลัมน์สแตนเลส ผลการทดลองพบว่า acetate และ butyrate เป็น VFAs ที่มีความเข้มข้นมากที่สุดในทุกการทดลอง แต่การวิเคราะห์ข้อมูลที่ได้จากการทดลองพบว่า ผลผลิตที่เกิดจากการหมัก chitin จะช่วยสนับสนุนการย่อยสลาย PCE ไปเป็น TCE, DCE และ VC ในขณะที่คอลัมน์ที่บรรจุชังข้าวโพดเพียงอย่างเดียวไม่พบว่า มีกระบวนการ dechlorination เกิดขึ้น การศึกษายังพบว่า การมีออกซิเจนอยู่ในน้ำได้ดินที่จะเข้าสู่ระบบไม่มีผลต่อกระบวนการ dechlorination โดยกระบวนการหมักจะทำให้มีออกซิเจนในระบบลดลงจนอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งเหมาะสมต่อกระบวนการ dechlorination

นอกจากนี้ Brennan *et al.*, (2004b) ยังได้ทำการทดลองแบบต่อเนื่องในคอลัมน์สแตนเลสเป็นเวลา 2 เดือน โดยใช้ chitin 27 g ในการทดลองวิเคราะห์พบ acetate 9.3 mM และ butyrate 3.3 mM ส่วน VFAs ตัวอื่น ๆ พบว่า มีความเข้มข้นน้อยมาก เมื่อทำการคำนวณสมการสมดุลมวล (mass balance) พบว่า 94.7% ของ chitin ในรูปคาร์บอนถูกย่อยสลายไปเป็น VFAs 93.8% และกลายเป็นมีเทน 0.9% อัตราการย่อยสลาย chitin เฉลี่ย 318 mg-chitin/วัน หรือ 1.16% ต่อวัน ซึ่งเห็นว่า chitin สามารถนำมาใช้เป็นตัวให้อิเลคตรอนในกระบวนการ dechlorination ได้ และสรุปได้ว่า acetate และ butyrate จะช่วยส่งเสริมให้กระบวนการ dechlorination ของ PCE ไปเป็น ethene เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ โดย butyrate จะถูกย่อยสลายต่อกลายเป็น acetate และ ไฮโดรเจน ซึ่งถูกใช้เป็นตัวให้อิเลคตรอนขั้นสุดท้ายในกระบวนการ dechlorination

Kao *et al.*, (2004) ได้ศึกษาเกี่ยวกับ การประเมินศักยภาพในการติดตั้ง biobarrier ของถ่านหินฟิท เพื่อใช้ในการลดปริมาณความเข้มข้นของ PCE และ TCE ซึ่งเป็นสารละลายคลอรีนที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำใต้ดิน วิธีการทดสอบการดูดซึมของถ่านหินฟิทได้ถูกประเมินผลโดยการใช้ BOD test ซึ่งผลของการทดลองนั้นชี้ให้เห็นว่า biodegradable material ได้ถูกปล่อยออกมาจากถ่านหินฟิท และ microbial consortia ที่อยู่ในตะกอนน้ำทิ้งสามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ได้ มีการวิจัยแสดงให้เห็นว่าถ่านหินฟิทจำนวน 0.5 กรัมสามารถสร้าง COD จำนวน 6 กรัมซึ่งมากเพียงพอที่จะสามารถเปลี่ยน PCE ให้เป็น TCE ได้ นอกจากนี้แล้ว วิธีการดังกล่าวมีต้นทุนที่ไม่สูงมากและเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม ซึ่งมีความเหมาะสมที่จะนำมาประยุกต์ใช้เพื่อลดความเข้มข้นของสารปนเปื้อนในชั้นน้ำใต้ดินได้อย่างมีประสิทธิภาพ"

ปัญญา และคณะ (2544) ได้ศึกษาการวิจัยและบำบัดพื้นพูนน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนด้วยสารไตรคลอโรเอธิลีน (TCE) โดยใช้จุลินทรีย์เพื่อคัดแยกสายพันธุ์ และศึกษาคุณสมบัติของจุลินทรีย์ในประเทศไทยที่มีความสามารถในการย่อยสลายสาร TCE และทดสอบประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสาร TCE ดังนั้นจึงได้เริ่มทำการศึกษาเพื่อคัดแยกเชื้อจุลินทรีย์จากธรรมชาติในประเทศไทย ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสาร TCE และให้ผลผลิตเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำได้ โดยกระบวนการ co-metabolism ซึ่งอาศัยเอ็นไซม์ในกลุ่มของ oxygenase จากแบคทีเรียที่ใช้ฟีนอล เป็นแหล่งอาหาร จุลินทรีย์ซึ่งคัดเลือกจากตัวอย่างน้ำและดินที่ปนเปื้อนสาร TCE จำนวน 18 ตัวอย่าง สามารถใช้ฟีนอลเป็นแหล่งคาร์บอนในการเจริญเติบโต โดยความเข้มข้นของ

ฟีนอลที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตอยู่ที่ระดับ 800 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถย่อยสลายได้หมดภายในเวลา 2-3 วัน และพบว่าเชื้อจุลินทรีย์ที่คัดแยกได้ จำนวน 4 ตัวอย่าง สามารถย่อยสลายสาร TCE ได้โดยสามารถลดปริมาณสาร TCE ลงได้ ในอัตราประมาณ 10-15 มิลลิกรัมต่อลิตร/วัน ในการทดลองในห้องปฏิบัติการ

อุปกรณ์และวิธีการ

อุปกรณ์

1. อุปกรณ์ที่ใช้ในกระบวนการหมัก

1.1 คอลัมน์จำลองเป็นตู้อะคริลิกทรงสี่เหลี่ยมผืนผ้าสร้างเป็นแบบ 2 มิติ (ภาพที่ 10) โดยที่มีขนาดภายในดังนี้ คือ ความสูง 14.5 นิ้ว ความยาว 25.4 นิ้ว และความกว้าง 3 นิ้ว แผ่นกั้นทางเข้า-ออกขนาดใหญ่ 2 แผ่น มีความสูง 14.5 นิ้ว ความกว้าง 3 นิ้ว แผ่นอะคริลิกมีความหนา 10 mm. สำหรับรองรับการบดอัดเป็นพิเศษ โดยใช้แท่งอะคริลิกในการเชื่อมต่อแผ่นอะคริลิกเพื่อป้องกันการรั่วซึมจำลองดังกล่าวดัดแปลงมาจากการทดลองของ Whelan et al., (1992) ที่ได้มีการจำลองสภาวะต่าง ๆ ให้ใกล้เคียงกับระบบของน้ำใต้ดินโดยออกแบบให้เป็นระบบแบบไร้ออกซิเจน

1.2 น้ำกลั่น (distilled deionized degassed water)

1.3 ดินซึ่งเก็บจากใต้ผิวน้ำบริเวณผนังบ่อรับน้ำชะมูลฝอยที่สถานที่จำกัดมูลฝอยเทศบาลเมืองนนทบุรี (จุฑาทิพย์, 2548) ได้ทำการวิเคราะห์พบว่า pH ของดินค่อนข้างเป็นกลางโดยมีค่า 7.8 ตามตารางที่ 9

1.4 เปลือกถั่วลิสง (จุฑาทิพย์, 2548) ได้ทำการวิเคราะห์พบว่า เปลือกถั่วลิสงมีค่า pH 5.2 ค่อนข้างเป็นกรด ปริมาณ organic matter, total-N, total-P, total-K, organic carbon และ carbon:C:N ratio ของเปลือกถั่วลิสงมีมากกว่าในดิน ตามตารางที่ 9

1.5 เครื่องบด (blender) ยี่ห้อ Mill/Grater ขนาด 2 ลิตร

1.6 ถังน้ำเข้า และน้ำออก

1.7 ปั๊มชนิด syringe pump

1.8 ระบบการส่ง และระบายน้ำ (ท่อ teflon, valve, syringe และตะแกรงกรอง)

1.9 pressure transducer สำหรับวัด head loss

1.10 ระบบการส่ง และระบายน้ำ (ท่อ teflon, valve, syringe และตะแกรงกรอง)

1.11 สเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer) ยี่ห้อ Hach รุ่น DR/4000U

1.12 แก๊สโครมาโตกราฟี (Gas chromatography) ยี่ห้อ Shimadzu รุ่น GC-14B ที่ใช้ frame ionization detector (FID) ติดตั้งคอลัมน์ stainless steel, O.D. 1/8'' x 8'' ภายในบรรจุด้วย carbopack B/1%SPTM-1000(60/80) โดยตั้งอุณหภูมิของ injection, detector และ column เท่ากับ 200 และ 170 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และตั้งอัตราการไหลของก๊าซ N₂ เท่ากับ 30 ml/min

1.13 เครื่องแก้วต่าง ๆ เช่น บีกเกอร์ ปิเปต ฯลฯ

1.14 ทราชี่ผ่านการแยกขนาดแล้วมาใช้ในการทดลอง โดยจะมีขนาด 1.18 - 2.36 mm โดยตรวจสอบลักษณะสมบัติของทราชี่ที่จัดเตรียมขึ้นตามพารามิเตอร์ในตารางที่ 8

ตารางที่ 8 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของทราชี่

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์ดิน	วิธีวิเคราะห์ทราย
ความหนาแน่น [g/cm^3]	ASTM D 698 – 70	ASTM D 698 – 70
Optimum water content (%)	ASTM D 698 – 70	ASTM D 698 – 70
ขนาดเม็ดทราย [mm.]	ASTM D - 422	ASTM D - 422
ความถ่วงจำเพาะ (Gs)	ASTM D 854 – 58	ASTM C127 – 81
Unit weight, [g/cm^3]	-	ASTMC29
อัตราส่วนช่องว่าง (e)	Calculation	-
ค่าความพรุน (n), [%]	Calculation	Calculation
ปริมาณสารอินทรีย์	-	ASTM C 40 - 79
ความสามารถในการซึมผ่าน(K), [cm/s]	ASTM 2434 - 68	ASTM 2434 – 68

ที่มา: วรรณัฐ (2549)

ตารางที่ 9 คุณสมบัติของดินและเปลือกถั่วลิสงที่ใช้ในการทดลอง

	ดิน	เปลือกถั่วลิสง	ค่าความเหมาะสมต่อการบำบัด ทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน
ขนาด	< 0.002 ¹	0.5-2.36 ²	-
pH	7.8	5.2	6.0-8.1 ³
organic matter (%) ^a	2.47	46.12	-
available P (ppm) ^b	50.3	20.6	-
NH ₄ ⁺ -N (ppm) ^c	30.8	30.9	50-200 ⁴
NO ₃ ⁻ -N (ppm) ^d	11.8	11.7	-
total-N (%) ^e	0.21	1.65	-
total-P (%) ^f	-	0.08	-
total-K (%) ^g	-	0.90	-
Organic carbon (%) ^a	1.44	26.82	-
C:N ratio ^h	6.86	16.24	20.1-30.1 ⁵

หมายเหตุ วิธีวิเคราะห์แต่ละพารามิเตอร์ตาม soil plant analysis part II ดังนี้

A ใช้วิธี walkley and Black method

B ใช้วิธี Bray II

C ใช้วิธี microjeldahl method

D ใช้วิธี สกัดด้วย potassiumchloride 2.0 M แล้วกลั่นหาไนโตรเจน

E ใช้วิธี semi microjeldahl method

F ใช้วิธี vanado molybdophosphoric acid yellow method

G ใช้วิธีสกัดด้วย IN ammonium acetate pH 7 แล้ววัดด้วย atomic absorption spectrophotometer

h C:N ratio คำนวณจาก organic carbon / total-N

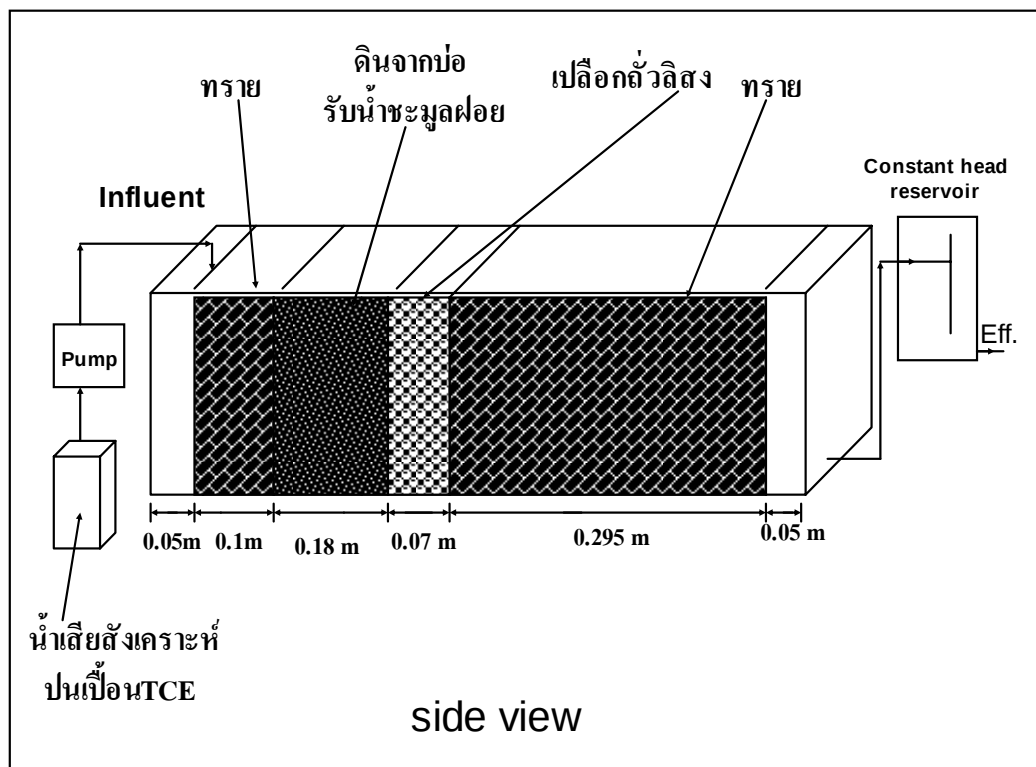
ที่มา: ¹คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา คณะเกษตรมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ (2544)

²ผลงานวิจัยนี้ โดยวิธีการ sieving ผ่านตระแกรงเบอร์ 6, 8, 10, 14 และ 35

³Fu and Alexander (1992); Miller *et al.*, (1998); Gerrites *et al.*, (1999); Vera *et al.*, (2001)

⁴McCarty (1964)

⁵Hawkes (1979)



ภาพที่ 10 แบบจำลองคอลัมน์ ที่ใช้ในการทดลอง

Pore volume คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาตรของน้ำที่ผ่านตัวกลาง (V_{liquid}) ต่อปริมาตรช่องว่างในตัวกลาง (V_{void}) นั่นคือ

$$PV = V_{\text{liquid}} / V_{\text{void}}$$

จาก $V_{\text{liquid}} = QT$ และ $V_{\text{void}} = ALn$

เมื่อ Q = อัตราการไหล [ml/min]

T = ระยะเวลาในการชะ [min]

A = พื้นที่หน้าตัดของคอลัมน์ [cm^2]

L = ความยาวของคอลัมน์ส่วนที่ปนเปื้อนโทลูอิน [cm]

n = ความพรุน [-]

จากคอลัมน์ที่ใช้สามารถคำนวณค่าปริมาตรช่องว่างในตัวอย่าง (V_{void}) มีค่าเท่ากับ 11,298 cm^3 โดยมีพื้นที่หน้าตัดของคอลัมน์ (A) เท่ากับ 182 ตารางเซนติเมตร ความยาวของคอลัมน์ส่วนที่ปนเปื้อน (L) 64 เซนติเมตร และความพรุนของดินทราย (n) เท่ากับ 0.97

2. อุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง

2.1 กรวยแก้วสำหรับเป็นภาชนะบรรจุ TCE ก่อนใส่ขวดเตรียมสารละลาย

2.2 กระบอกฉีดยาชนิดแก้วแบบ gastight syringe ยี่ห้อ Hamilton® แบบหัว luer lock ขนาด 10 ml สำหรับดูดน้ำตัวอย่างใส่ขวด

2.3 ขวดพลาสติกสำหรับเก็บตัวอย่างน้ำขนาด 500 ml

2.4 ขวดแก้วสีชาพร้อมฝาเกลียวปิดและเคลือบด้วยแผ่น TPFE (vials, screw cap) ขนาด 2 และ 20 ml สำหรับเก็บน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อน TCE

3. อุปกรณ์ที่ใช้วิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

3.1 เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ Denver Instrument

3.2 เครื่องชั่งน้ำหนักอย่างละเอียด (analytical balance) ยี่ห้อ Denver Instrument รุ่น APX-1520

3.3 ชุดเครื่องมือวิเคราะห์แอมโมเนีย (micro Kjeldahl)

3.4 Spectrophotometer ยี่ห้อ Hach รุ่น DR/4000U

3.5 เครื่อง gas chromatograph (GC) ยี่ห้อ Shimadzu รุ่น GC-14B ที่ใช้ flame ionization detector (FID) ติดตั้งคอลัมน์ stainless steel, O.D. 1/8'' x 8'' ภายในบรรจุด้วย carbopack B/1%SPTM-1000(60/80) โดยตั้งอุณหภูมิของ injection, detector และ column เท่ากับ 200, 200 และ 170 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และตั้งอัตราการไหลของก๊าซ N₂ เท่ากับ 30 ml/min

3.6 เข็มฉีดยา liquid tight GC syringe ขนาด 10 µl

3.7 เครื่องแก้วและอุปกรณ์อื่น ๆ

4. สารเคมีที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ

4.1 ไตรคลอโรเอทรีน (TCE) HPLC grade ยี่ห้อ UNILAB ความเข้มข้น 99.90%

4.2 สารเคมีสำหรับวิเคราะห์กรดไขมันระเหย ได้แก่ sulfuric acid ความเข้มข้น 0.05M และ sodium Hydroxide ความเข้มข้น 0.05 M

4.3 สารเคมีสำหรับวิเคราะห์แอมโมเนีย ได้แก่ sodium hydroxide ความเข้มข้น NaOH 35%, boric acid, mixed indicator (methyl red และ methylene blue) และ sulfuric acid ความเข้มข้น 0.02 N

4.4 สารเคมีสำหรับวิเคราะห์ไนเตรต ได้แก่ brucine sulfate, sulfanilic acid, sulfuric acid และ sodium chloride

วิธีการ

1. การเตรียมการทดลอง

1.1 เปลือกถั่วลิสงที่ใช้ในการทดลองเป็นเปลือกถั่วลิสงที่ผ่านการกระเทาะเมล็ดออกแล้ว และตากแดดจนแห้ง ทำการลดขนาดด้วยเครื่องป่นและคัดแยกเปลือกถั่วที่มีขนาดใหญ่และเล็ก ที่สุดออกด้วยเครื่องคัดแยกขนาด (sieve plate) โดยเปลือกถั่วที่ใช้ในการทดลองมีขนาด 0.5-2.36 mm. คุณสมบัติทางกายภาพของดินและเปลือกถั่วลิสงที่ใช้ทดลองปรากฏดังตารางที่ 9

1.2 ดินเพื่อใช้ในการทดลอง ทำการเก็บดินจากใต้ผิวน้ำบริเวณผนังบ่อรับน้ำชะมูลฝอยที่ สถานีกำจัดมูลฝอยของเทศบาลเมืองนนทบุรีมีคุณสมบัติตามตารางที่ 9 โดยใช้จอบเป็นอุปกรณ์ ในการเก็บดินที่เก็บมาจะบรรจุในถุงพลาสติกสีดำ มัดปากถุงให้แน่น และเก็บในตู้เย็นที่มีอุณหภูมิ ประมาณ 4 °C ในการทดลองใช้ดินดังกล่าวเป็นแหล่งจุลชีพ โดยคาดว่าจะจุลชีพในกลุ่มที่ไร้ออกซิเจนและมีความเกี่ยวข้องกับสาร VOCs เนื่องจากเป็นดินที่อยู่ใต้ผิวน้ำและมีการปนเปื้อนของ VOCs ในน้ำชะมูลฝอย

1.3 จัดเตรียมน้ำที่ปนเปื้อน TCE สังเคราะห์เตรียมโดยใช้น้ำกลั่นผสมกับ TCE ที่ความเข้มข้น 100 mg/l ซึ่งจุลชีพสามารถ ดำรงชีวิตและทำกิจกรรมต่างๆได้

1.4 คอลัมน์จำลอง ได้บรรจุดินประมาณ 750 กรัมความยาวในคอลัมน์ 0.18 เมตร เปลือก ถั่วลิสง 150 กรัมความยาวในคอลัมน์ 0.07 เมตร ส่วนดินทรายแบ่งเป็นสองส่วน ส่วนแรกความยาว ในคอลัมน์ 0.1 เมตร ส่วนที่สองความยาวในคอลัมน์ 0.3 เมตรดังภาพที่ 10 ตู้จำลองดังกล่าวได้ คัดแปลงมาจากการทดลองของ (Pearce *et al.*, 1993)

2. การเตรียมกราฟมาตรฐาน TCE

การเตรียมกราฟมาตรฐาน TCE มีขั้นตอนการดำเนินการ ดังนี้

2.1 การเตรียมสารละลายอิ่มตัว TCE (saturated concentration) โดยเติมสารละลายมาตรฐาน TCE แบบ HPLC grade ลงในหลอดทดลองขนาด 40 ml ที่มีน้ำกลั่นอยู่เกือบเต็มหลอด สังเกตให้มี TCE แยกตัวออกจากน้ำที่บริเวณก้นหลอด เติมน้ำกลั่นให้เต็ม เขย่าประมาณ 5 นาที และตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องประมาณ 24 ชั่วโมง เพื่อให้มั่นใจว่าได้สารละลายที่อิ่มตัวอย่างแท้จริง โดยสารละลายอิ่มตัวที่ได้จะมีความเข้มข้นของ TCE ประมาณ 1,100 mg/l

2.2 เตรียมอนุกรมสารละลายมาตรฐาน TCE ให้มีความเข้มข้น 69, 138, 276, 553, และ 1107 mg/l ด้วยวิธีการเจือจางสารละลายอิ่มตัวจากข้อ 2.1 ให้มีความเข้มข้นลดลงทีละครึ่งหนึ่ง

2.3 นำอนุกรมสารละลายมาตรฐาน TCE จากข้อ 2.2 ไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง gas chromatograph (GC) ยี่ห้อ Shimadzu รุ่น GC-14B ที่ใช้ frame ionization detector (FID) ติดตั้งคอลัมน์ stainless steel, O.D. 1/8" x 8' ภายในบรรจุด้วย carbopack B/1%SPTM-1000(60/80) โดยตั้งอุณหภูมิของ injection, detector และ column เท่ากับ 120, 180 และ 160 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และตั้งอัตราการไหลของก๊าซ N₂ เท่ากับ 30 ml/min โดยมีปริมาตรในการฉีด 9 µl

ตัวอย่างผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC และสมการที่ใช้ในการคำนวณความเข้มข้นของ TCE แสดงไว้ในภาคผนวก ก

3. การดำเนินการวิจัย

3.1 แนวทางการดำเนินการวิจัยซึ่งการศึกษา การฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทิลีนด้วยกระบวนการทางชีวภาพภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจนโดยการผลิตกรดไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเล็กตรอน การทดลองได้ทำการทดลองบำบัดในตู้ทดลองได้มีการจำลองสภาวะต่างๆ ให้ใกล้เคียงกับระบบของน้ำใต้ดินโดยออกแบบให้เป็นระบบแบบไร้ออกซิเจน ผู้จำลองดังกล่าวได้ดัดแปลงมาจากงานทดลองของ Whelan *et al.*, (1992) การทดลองได้ทำการปั้มน้ำที่ปนเปื้อน TCE ตั้งคราะห์ตลอดเวลาที่ทดลอง ที่ความเข้มข้นของ TCE เท่ากับ 100 mg/l ปั้มน้ำที่ปนเปื้อน TCE

สังเคราะห์เข้าระบบด้วยความเร็วเริ่มต้น 2 ml /min คิดเป็นค่า Reynolds Number (Re) เท่ากับ 2.9×10^{-5}

ได้แบ่งการศึกษาออกเป็น 2 ส่วน คือ

1. ศึกษาสถานะของระบบก่อนการบำบัด TCE

ทำการบรรจุดินทราย ดินจากผนังบ่อรับน้ำชะขยะและเปลือกถั่วลิสงที่ลดขนาดลงแล้วลงในคอลัมน์ที่ใช้ทดลองแล้วนำน้ำกลั่นผ่านเข้าไปในคอลัมน์เพื่อศึกษาความเหมาะสมของระบบก่อนการบำบัด TCE ได้ทำการศึกษา 2 พารามิเตอร์ คือ pH และแอมโมเนีย การศึกษา pH และแอมโมเนียของระบบก่อนการบำบัด TCE เพื่อทราบว่าระบบมีค่าของ pH และแอมโมเนียที่เหมาะสมต่อการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

2. ศึกษาองค์ประกอบต่างๆที่มีผลต่อบำบัดการ TCE และศึกษาการลดลงของ TCE โดยมีเปลือกถั่วลิสงทำหน้าที่ผลิตกรดไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ทำการทดลองโดยนำคอลัมน์ที่บรรจุดินทราย ดินจากผนังบ่อรับน้ำชะขยะและเปลือกถั่วลิสงที่ลดขนาดลงแล้ว(ศึกษาต่อจากขั้นตอนการศึกษาสถานะของระบบก่อนการบำบัด TCE) แล้วป้อนสารละลาย TCE ที่ความเข้มข้น 100 mg/l ซึ่งเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ผ่านเข้าไปในคอลัมน์ด้วยอัตราเร็ว 2 ml/ min คิดเป็นค่า Reynolds Number (Re) เท่ากับ 2.9×10^{-5} เพื่อศึกษาองค์ประกอบต่าง ๆ ที่มีผลต่อบำบัดการ TCE และอัตราการลดลงของ TCE

2.1 ทำการศึกษาก่อนการประกอบต่างๆที่มีผลต่อบำบัดการ TCE และวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนจำนวน 4 พารามิเตอร์ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง (pH), กรดไขมันระเหย (total volatile fatty acid: VFAs, mM as CH_3COOH), แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (ammonia-nitrogen: $\text{NH}_3\text{-N}$, mg/l) และ ไนเตรต-ไนโตรเจน (nitrate-nitrogen: $\text{NO}_3^- \text{-N}$, mg/l)

2.2 ศึกษาการลดลงของ TCE โดยมีเปลือกถั่วลิสงทำหน้าที่ผลิตกรดไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเล็กตรอน

4. การวิเคราะห์ผลการทดลอง

4.1 ทำการทดลองแบบต่อเนื่องในห้องปฏิบัติการ ซึ่งมีความคล้ายคลึงกับสภาวะธรรมชาติซึ่งเป็นแบบต่อเนื่อง เพื่อให้ผลการทดลองใกล้เคียงกับสภาพจริง

4.2 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน การทดลองในส่วนนี้จะทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้อง จำนวน 4 พารามิเตอร์ ได้แก่ พีเอช (pH) กรดไขมันระเหย (total volatile fatty acids: VFAs, mM as CH_3COOH) แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (ammonia-nitrogen: $\text{NH}_3\text{-N}$, mg/l) และไนเตรด-ไนโตรเจน (nitrate-nitrogen: $\text{NO}_3\text{-N}$, mg/l) โดยทำการทดลองแบบต่อเนื่องในคอลัมน์ที่เป็นระบบปิด ณ ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ทำการทดลองเป็นเวลา 24 วัน ทำการเก็บตัวอย่างวันละ 2 ครั้ง เพื่อวิเคราะห์ปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ดังกล่าวข้างต้น ทั้งหมดจะดำเนินการภายใต้สภาวะแวดล้อมเดียวกันคืออยู่ภายใต้สภาวะแวดล้อมของห้องปฏิบัติการ

4.3 การจัดเตรียมกราฟมาตรฐาน TCE และสมการที่ใช้ในการคำนวณความเข้มข้นของ TCE จากการทดลอง ดังแสดงในภาคผนวก ก

4.4 ศึกษาความสามารถของเปลือกถั่วในการบำบัด TCE ในคอลัมน์ที่ใช้ศึกษา

5. การวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ

พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ มีดังนี้

5.1 pH โดยการใช้ pH meter

5.2 กรดไขมันระเหย (total volatile fatty acid: VFAs) ใช้วิธีไตเตรต โดยไตเตรตน้ำตัวอย่างด้วย H_2SO_4 0.05 M จน pH อยู่ในช่วง 3.3-3.5 นำไปต้มให้เดือด 2-3 นาที เพื่อไล่กรดคาร์บอนิกทิ้งให้เย็นลงเล็กน้อย ปรับ pH ให้เป็น 4 ด้วย NaOH 0.05 M แล้วไตเตรตต่อจนกระทั่ง pH เท่ากับ 7 คำนวณหาปริมาณ VFAs as CH_3COOH จากปริมาตร NaOH ที่ใช้ในการไตเตรตจาก pH 4 เป็น pH 7

5.3 ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (ammonia-nitrogen, $\text{NH}_3\text{-N}$) ใช้ titrimetric method โดยการปรับน้ำตัวอย่างให้เป็นด่างด้วย NaOH 35% นำไปกลั่น และใช้ boric acid ผสมกับ mixed indicator เป็นตัวจับแอมโมเนียโดย indicator จะเปลี่ยนจากสีม่วงเป็นสีเขียว จากนั้นไตเตรตด้วย H_2SO_4 0.02 N จนกระทั่ง indicator เปลี่ยนเป็นสีม่วง คำนวณหาปริมาณแอมโมเนียจากปริมาตรกรด H_2SO_4 ที่ใช้ในการไตเตรต

5.4 ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ใช้วิธี brucine method โดยการเติม H_2SO_4 และ brucine-sulfanilic acid แล้วนำไปวางใน water bath 20 นาที จากนั้นนำไปแช่ในน้ำเย็น ให้อุณหภูมิ ลดลงจนเท่ากับอุณหภูมิห้อง วัดค่า absorption ด้วย spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 410 nm. นำค่าที่ได้ไปเปรียบเทียบกับกราฟมาตรฐานเพื่อหาปริมาณไนเตรต

ทั้งนี้การวิเคราะห์ค่า pH และแอมโมเนีย-ไนโตรเจน จาก American Public Health Association (1985) ส่วนกรดไขมันระเหยและไนเตรต อ้างอิงจากมันสิน (2542)

6. สถานที่ทำการทดลอง

สถานที่เก็บดินสำหรับการใช้ในการทดลองคือสถานที่กำจัดมูลฝอยของเทศบาลเมืองนนทบุรี ส่วนการทดลองการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนและการวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ ดำเนินการในห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ วิทยาเขตบางเขน

7. ระยะเวลาในการศึกษา

การศึกษาครั้งนี้ เริ่มตั้งแต่เดือนกรกฎาคม 2549 ถึงเดือนกุมภาพันธ์ 2550 รวมระยะเวลาทั้งสิ้น 9 เดือน

เริ่มดำเนินการวิจัยตั้งแต่ เดือนมิถุนายน 2549 – เดือนพฤษภาคม 2550 รวมเวลาทั้งสิ้น 12 เดือน

ตารางที่ 10 แผนการดำเนินงานวิจัย

เวลา ขั้นตอน	พ.ศ. 2549							พ.ศ. 2550				
	มิ.ย.	ก.ค.	ส.ค.	ก.ย.	ต.ค.	พ.ย.	ธ.ค.	ม.ค.	ก.พ.	มี.ค.	เม.ย.	พ.ค.
ศึกษาหาข้อมูล	↔											
จัดทำโครงร่าง	↔											
เตรียมอุปกรณ์		↔										
ดำเนินการวิจัย			←						→			
วิเคราะห์ผลฯ								↔	↔			
เขียนรายงาน										↔	↔	
จัดทำรูปเล่ม												↔

8. สถานที่ทำการวิจัย

ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัย
เกษตรศาสตร์

ผลการทดลอง

จากการศึกษาการฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทรีนด้วยกระบวนการทางชีวภาพภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจนโดยการผลิตกรดไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ได้แบ่งการศึกษาออกเป็น 2 ส่วน คือ

1. ศึกษาสภาวะของระบบก่อนการบำบัด TCE
2. ศึกษาองค์ประกอบต่าง ๆ ที่มีผลต่อบำบัดการ TCE และศึกษาการลดลงของ TCE โดยมีเปลือกถั่วลิสงทำหน้าที่ผลิตกรดไขมันระเหยเป็นตัวให้อิเล็กตรอน

1. สภาวะของระบบก่อนการบำบัด TCE

ทำการบรรจุดินทราย ดินจากผนังบ่อรับน้ำชะขยะและเปลือกถั่วลิสงที่ลดขนาดลงแล้วลงในคอลัมน์ที่ใช้ทดลอง (ปรากฏในภาพที่ 10) แล้วนำน้ำกลั่นผ่านเข้าไปในคอลัมน์ด้วยความเร็ว 2 ml/min คิดเป็นค่า Reynolds Number (Re) เท่ากับ 2.9×10^{-5} เพื่อศึกษาความเหมาะสมของระบบก่อนการบำบัด TCE ได้ทำการศึกษา 2 พารามิเตอร์ คือ pH และแอมโมเนีย การศึกษา pH และแอมโมเนียของระบบก่อนการบำบัด TCE เพื่อทราบถึงความเหมาะสมของระบบว่ามี pH และแอมโมเนียที่เหมาะสมต่อการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

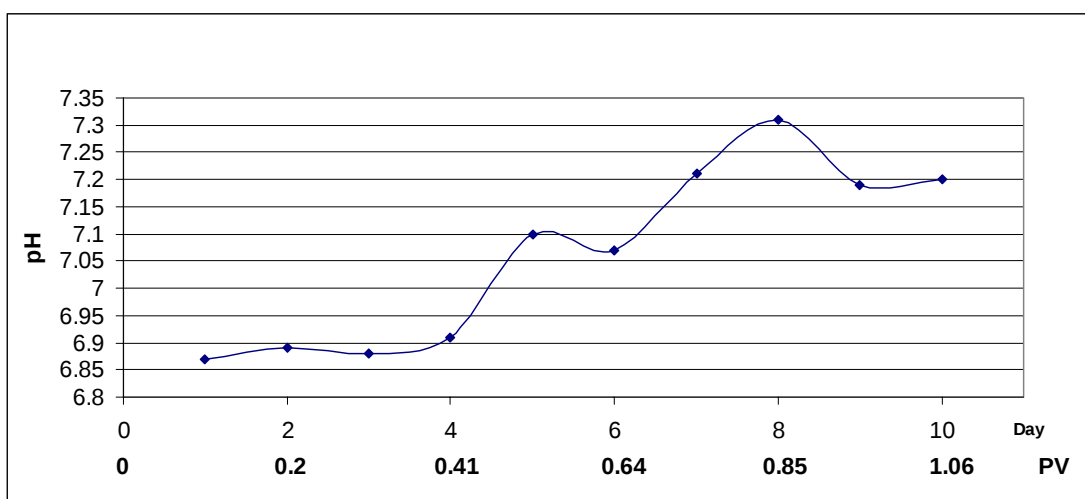
1.1 pH

การศึกษาช่วงของค่า pH นี้เพื่อต้องการทราบว่าในช่วงที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน การเกิดกระบวนการ dechlorination และช่วง pH ที่เหมาะสมต่อการสร้างกรดที่มีความเหมาะสมที่จะเกิดได้เพราะว่ากระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน และกระบวนการ dechlorination มีค่า pH อยู่ในช่วง 6.0 - 8.1 (Fu and Alexander, 1992; Miller *et al.*, 1998; Gerritse *et al.*, 1999) และ pH ที่เหมาะสมต่อการสร้างกรดคือช่วง pH 5-6 (เกรียงศักดิ์, 2543; Madigan *et al.*, 1997)

จากการทดลองได้ทำการเก็บตัวอย่างเพื่อมาวิเคราะห์เป็นเวลาทั้งหมด 10 วันและค่าของ Pore volume (PV) คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาตรของน้ำที่ผ่านตัวกลาง (V_{liquid}) ต่อปริมาตรช่องว่างในตัวกลาง (V_{void}) มีค่าเป็น 1.06 เท่า

ผลการวิเคราะห์พบว่า pH ของระบบค่อนข้างเป็นกลางคืออยู่ในช่วง 6.87 -7.21 โดยมีค่าเฉลี่ยประมาณ 7.06 (± 0.61) มีสภาพเป็นกรดอ่อนถึงเป็นกลางโดยช่วง 4 วันแรกยังไม่มี การเปลี่ยนแปลงมากจะเริ่มมีการเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัดในวันที่ 5 ของการทดลองและมีค่าเพิ่มมากที่สุดในวันที่ 9 ของการทดลองและมีแนวโน้มที่จะลดลงดังปรากฏในภาพที่ 11

ดังนั้นจากการศึกษาถึงสภาวะที่เหมาะสมต่อการบำบัด พบว่ามีความเหมาะสม เพราะค่าของ pH ที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีค่าอยู่ในช่วง 6.0-8.1 Fu and Alexander (1992); Miller *et al.*, (1998); Gerritse *et al.*, (1999) จากการศึกษาจึงพบว่าสามารถทำการบำบัด TCE ได้ จากผลการทดลองพบว่าค่าดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยของผู้ที่เคยศึกษามาก่อนหน้านี้ (จุฑาทิพย์, 2548)



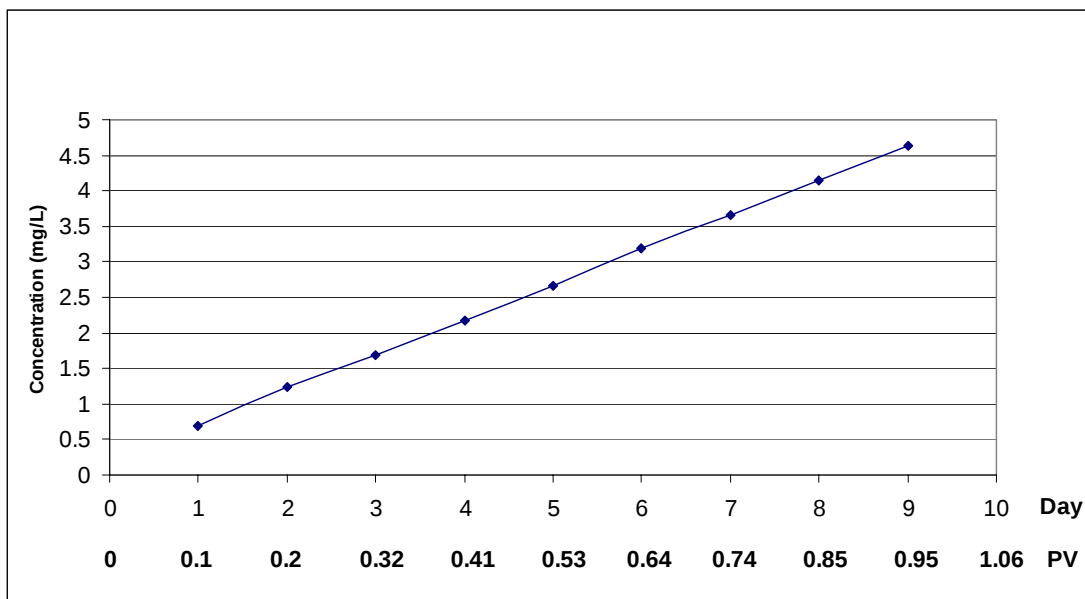
ภาพที่ 11 ค่าของ pH ก่อนบำบัด

การศึกษาการหมักดินร่วมกับเปลือกถั่วลิสงที่มีสัดส่วนระหว่างดินต่อเปลือกถั่วลิสงเท่ากับ 5:1 w/w พบว่า pH มีการเปลี่ยนแปลงไม่มากโดยมีค่าอยู่ในช่วง 5.24 -6.00 มีค่าเฉลี่ย 5.68 (± 0.23) การศึกษาในก่อนหน้านี้นี้พบว่า pH ที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน และ pH ที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination มีค่าอยู่ในช่วง 6.0 - 8.1 (จุฑาทิพย์, 2548)

1.2 แอมโมเนียในโตรเจน

แอมโมเนียในโตรเจน เป็นสารอาหารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพเพราะว่า จุลชีพใช้ในการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์ และยังมีบทบาทในการส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination โดยทั่วไปกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนจะมีแอมโมเนียในรูปไนโตรเจน แต่ถ้ามีแอมโมเนีย มาก ๆ จะยับยั้งและเป็นพิษต่อจุลชีพ แอมโมเนียในโตรเจน เป็นสารอาหารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพ โดยทั่วไปกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนจะมีแอมโมเนียในรูปไนโตรเจน แต่ถ้ามีแอมโมเนีย มาก ๆ จะยับยั้งและเป็นพิษต่อจุลชีพ ผลกระทบของแอมโมเนียต่อจุลชีพในระบบไร้ออกซิเจน ก๊าซแอมโมเนีย และแอมโมเนียมไอออนสามารถเปลี่ยนรูปได้ดังสมการที่ (8) ถ้า pH มากกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้า pH ต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวาซึ่ง NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อจุลชีพมากกว่า NH_4^+





ภาพที่ 12 ค่าแอมโมเนียก่อนการบำบัด TCE

จากการทดลองได้ทำการเก็บตัวอย่างเพื่อมาวิเคราะห์เป็นเวลาทั้งหมด 9 วันและค่าของ Pore volume (PV) มีค่าเป็น 0.96 เท่า จากการศึกษถึงสภาวะที่เหมาะสมก่อนการบำบัดสารปนเปื้อน TCE พบว่าปริมาณแอมโมเนียเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง โดยมีค่าอยู่ระหว่าง 0.67 – 4.63 mg/l ดังปรากฏในภาพที่ 12

ผลการศึกษาได้ค่าของแอมโมเนียในโตรเจนในช่วง 0.67 – 4.63 mg/l ซึ่งเป็นช่วงที่เป็นประโยชน์ต่อการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนและพบว่าไนโตรเจนในวัสดุหมักมีบทบาทสำคัญในกระบวนการย่อยสลาย โดยจะช่วยเพิ่ม pH ให้กับระบบเนื่องจากการผลิตแอมโมเนียออกมา และยังช่วยส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมต่อ reductive processes (จุฬาพิทย์, 2548)

Vera *et al.* (2001) ได้ทำการศึกษาพบว่าปริมาณแอมโมเนียมากกว่า 3,000 mg/l จะเป็นพิษโดยตรงต่อระบบดังนั้นปริมาณแอมโมเนียในระบบจึงเป็นปัจจัยสำคัญที่ต้องนำมาพิจารณาในการออกแบบในการทดลองเพื่อบำบัด TCE ด้วยเช่นกัน

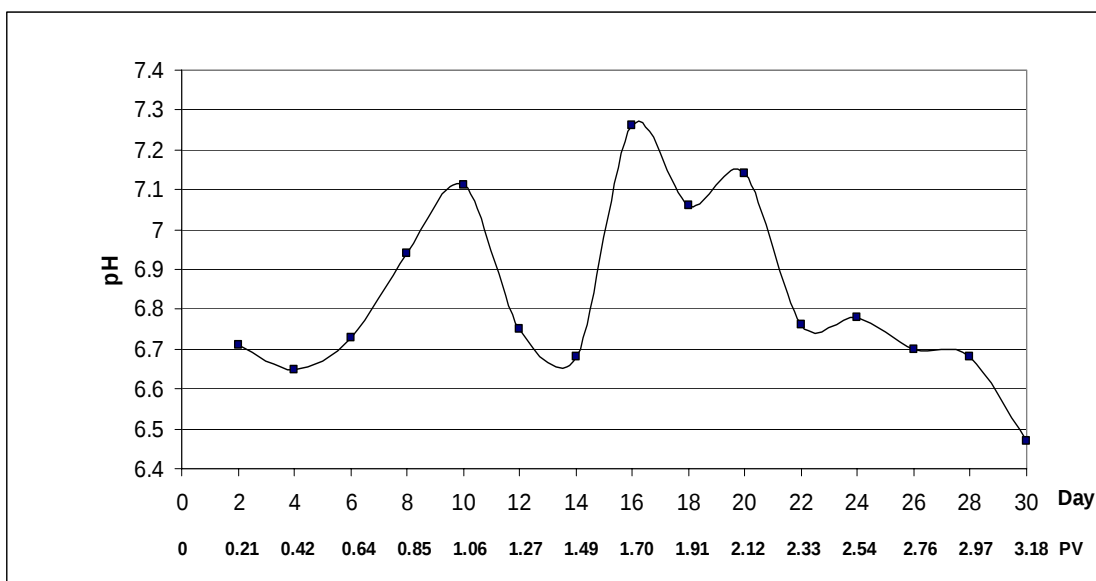
2. การศึกษาองค์ประกอบต่างๆ ที่มีผลต่อการบำบัดสารTCE

ทำการทดลองโดยนำคอลัมน์ที่บรรจุดินทราย ดินจากผนังบ่อรับน้ำชะขยะและเปลือก ถั่วลิสงที่ลดขนาดลงแล้ว แล้วปั๊มสารละลาย TCE ที่ความเข้มข้น 100 mg/l ซึ่งเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ ผ่านเข้าไปในคอลัมน์ด้วยอัตรา 2 ml/ min คิดเป็นค่าReynolds Number (Re) เท่ากับ 2.9×10^{-5} ค่าของ Pore volume (PV) คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาตรของน้ำที่ผ่านตัวกลาง (V_{liquid}) ต่อปริมาตร ช่องว่างในตัวกลาง (V_{void}) มีค่าเป็น 3.18 เท่า เพื่อศึกษาองค์ประกอบต่าง ๆ ที่มีผลต่อการบำบัดการ TCE และอัตราการลดลงของของ TCE

2.1 pH

ผลการศึกษาในช่วงการบำบัด TCE พบว่า pH ของระบบมีความเป็นกรดอ่อนถึงกลาง มีค่าอยู่ระหว่าง 6.47-7.28 มีค่าเฉลี่ย 6.83 (± 0.22) ดังภาพที่ 13 ส่วนผลการวิเคราะห์ pH ของระบบ ก่อนการบำบัด TCE พบว่า pH ของระบบค่อนข้างเป็นกลางคืออยู่ในช่วง 6.87 -7.21 โดยมีค่าเฉลี่ย ประมาณ 7.06 (± 0.61) ค่าของ pH ก่อนการบำบัด TCE มีค่าเฉลี่ยสูงกว่าค่า pH ในช่วงการบำบัด TCE เป็นผลมาจากช่วงการบำบัด TCE มีการผลิต VFAs ออกมามากกว่าช่วงก่อนการบำบัด TCE และช่วงบำบัด TCE ได้เกิดกระบวนการ dechlorination (ภาพที่ 3) พบว่าเมื่อ TCE รับอิเล็กตรอน แล้วจะมีการปล่อยกรด HCl ออกมาแล้วจึงเปลี่ยนจาก TCE ไปเป็นDCEและจากเหตุการณ์ดังกล่าว ทำให้ค่าของ pH ในช่วงการบำบัด TCE ลดลง

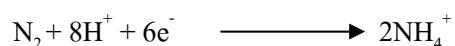
จากการทดลองในช่วงการบำบัด TCE ค่าที่ได้มี pH อยู่ในช่วง 6.47-7.28 ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination และเหมาะสมในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย



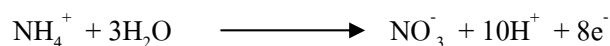
ภาพที่ 13 ค่า pH ช่วงการบำบัด TCE

pH ของระบบมีผลกับการเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีในการบำบัดของเสียอันตรายว่าจะเกิดขึ้นได้มากหรือน้อยจะขึ้นอยู่กับ pH ในระบบ ค่าของ pH มีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย โดย pH ที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะอยู่ในช่วง 6 ถึง 8 (จุฬาทิพย์, 2548) pH สามารถเปลี่ยนแปลงได้ถ้า จุลชีพที่มีการเปลี่ยนแปลงกิจกรรมสามารถเปลี่ยนแปลง pH ในระบบได้ ดังต่อไปนี้

- สารประกอบอินทรีย์ในโตรเจนถูกเปลี่ยนไปเป็น NH_4^+ จะส่งผลให้มี pH เพิ่มขึ้น



- สารประกอบ NH_4^+ ถูกเปลี่ยนไปเป็น NO_3^- จะส่งผลให้มี pH ลดลง



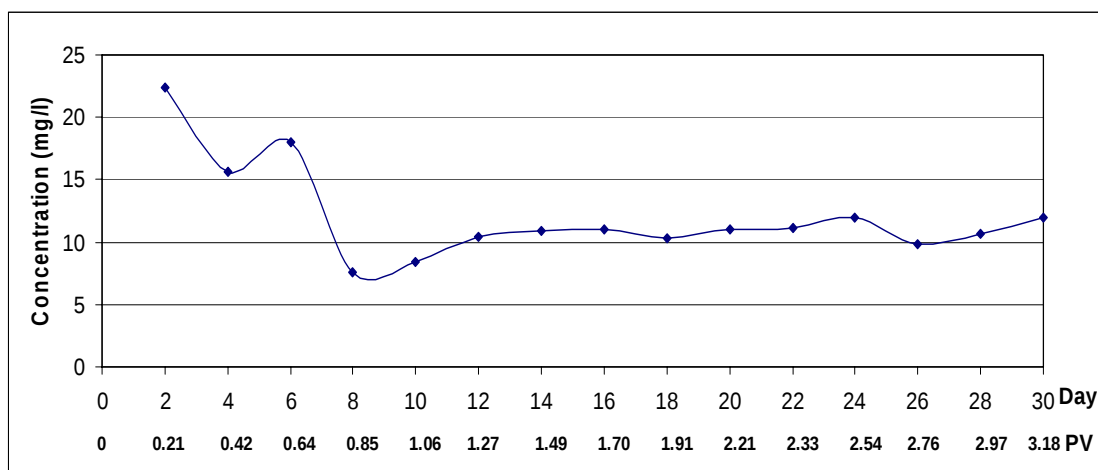
- สารประกอบอินทรีย์ถูกหมักไปเป็นกรดอินทรีย์จะส่งผลให้มี pH ลดลง

การเปลี่ยนแปลง pH ในระบบจะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลชีพ หรืออาจทำให้จุลชีพตาย

2.2 ปริมาณแอมโมเนีย

ปริมาณแอมโมเนียเป็นตัวแทนของธาตุไนโตรเจน แอมโมเนียในโตรเจนเป็นสารอาหารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนจะมีแอมโมเนียในรูปไนโตรเจน แอมโมเนียเป็นสารประกอบไนโตรเจนรูปหนึ่งที่มีความสำคัญเนื่องจากเป็นสารที่จุลินทรีย์ใช้ในการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์ ไนโตรเจนในวัสดุหมักมีบทบาทสำคัญในกระบวนการย่อยสลาย โดยจะช่วยเพิ่ม pH ให้กับระบบเนื่องจากการผลิตแอมโมเนียออกมา และยังช่วยส่งเสริมสถานะที่เหมาะสมต่อ reductive processes อย่างเช่น กระบวนการ dechlorination

จากการศึกษาพบว่าผลการทดลองในช่วงการบำบัด TCE พบว่าระบบมีค่าของแอมโมเนียอยู่ในช่วง 7.54-22.4 mg/l และมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 14.43 (± 1.25) mg/l ส่วนการทดลองในช่วงก่อนการบำบัด TCE พบว่าปริมาณแอมโมเนียมีค่าอยู่ระหว่าง 0.67 – 4.63 mg/l จากการทดลองพบว่าช่วงการบำบัด TCE มีค่าของแอมโมเนียสูงกว่าช่วงก่อนการบำบัด TCE เป็นผลมาจากการที่มีการผลิตแอมโมเนียมากขึ้นเมื่อเวลาการทดลองที่นานขึ้น แต่จากการทดลองช่วงการบำบัด TCE พบว่าช่วงแรกปริมาณของแอมโมเนียมีปริมาณมาก เป็นผลมาจากช่วงที่ศึกษาถึงสถานะที่เหมาะสมต่อการบำบัด TCE ซึ่งเป็นช่วงที่ไม่มีการป้อนสารละลาย TCE สังเคราะห์ เข้าไปในระบบ ดังนั้นจึงทำให้ปริมาณของ TCE สูงขึ้นในช่วงแรกของการบำบัด TCE และมีแนวโน้มลดลงหลังจากเวลาผ่านไปของช่วงการบำบัด TCE เป็นผลมาจากการที่จุลินทรีย์มีการนำแอมโมเนียไปใช้เป็นสารอาหารจากภาพที่ 14 ปริมาณแอมโมเนียที่ลดลงในช่วงแรกอาจเป็นผลมาจากการที่จุลินทรีย์นำไปใช้ในการเจริญเติบโต ค่าแอมโมเนียในช่วงวันที่ 4 ถึงช่วงวันที่ 15 มีค่าค่อนข้างคงที่เป็นผลมาจากการที่จุลินทรีย์มีการนำไปใช้อย่างต่อเนื่องพร้อมกับการผลิตแอมโมเนียที่เกิดขึ้นเป็นผลมาจากการที่จุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับระบบได้แล้ว



ภาพที่ 14 ปริมาณแอมโมเนียในช่วงการบำบัด TCE

ปริมาณแอมโมเนียยังมีบทบาทในการส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination แต่ถ้าระบบที่มีแอมโมเนียมากกว่า 3,000 mg/l จะเป็นพิษโดยตรงต่อระบบ จากการทดลองที่ได้พบว่าปริมาณแอมโมเนียที่ได้จะเป็นช่วงที่ส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination (Vera *et al.*, 2001)

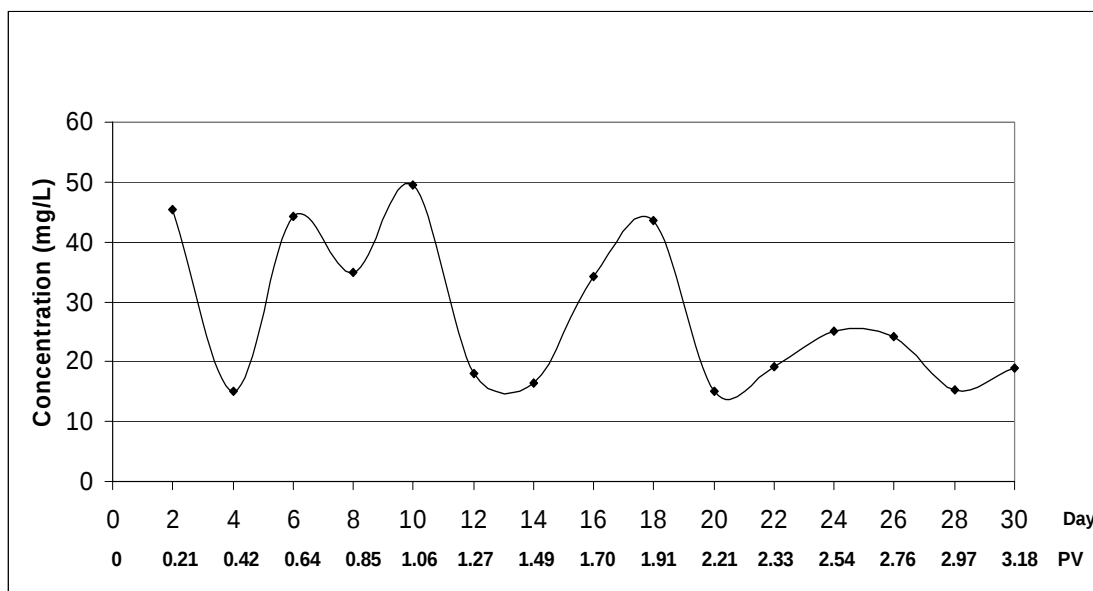
จากการศึกษาพบว่าสาเหตุที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียในการทดลองเกิดขึ้นน้อยเนื่องมาจากดินที่ใช้ในการทดลองอาจมีไนโตรเจนค่อนข้างน้อย (จุฬาทิพย์, 2548)

2.3 ปริมาณกรดVFAs

ผลการทดลองที่ได้พบว่าปริมาณของกรด VFAs มีค่าอยู่ระหว่าง 0.25-0.76 mMCH₃COOH และมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 0.47 (±0.21) mMCH₃COOH มีแนวโน้มที่ลดลงอย่างต่อเนื่องทั้งนี้ก็เป็นเพราะว่ากรด VFA ได้เกิดกระบวนการ dechlorination ขึ้นดังภาพที่ 15

สำหรับในการศึกษครั้งนี้ไม่ได้ทำการวิเคราะห์แยกชนิดของ VFAs ที่เกิดขึ้นแต่คาดว่า acetate จะเป็น VFAs ที่มีความเข้มข้นมากที่สุดเช่นกัน เนื่องจากเปลือกถั่วลิสงจัดเป็น POMs ชนิดหนึ่ง เมื่อถูกย่อยสลายในสภาวะที่ไร้ออกซิเจนจึงน่าจะเป็นผลิตภัณฑ์เช่นเดียวกับ POMs ชนิดอื่น ๆ และในการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนขั้นต้นสุดทำก่อนการสร้างมีเทน เป็นขั้นต้นการสร้างกรด acetic โดยกรดไขมันระเหยอื่นๆต่าง ที่เกิดขึ้นในขั้นต้นการสร้างกรดทั่วไปจะถูก

ย่อยสลายเป็นกรด acetic ดังนั้นในการทดลองกรด acetic จึงน่าจะเป็น VFAs ที่มีปริมาณมากที่สุด เช่นเดียวกับการศึกษาที่ผ่านมา



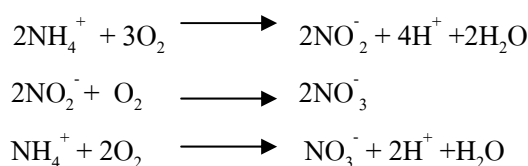
ภาพที่ 15 ปริมาณของกรดVFA ในช่วงการบำบัด TCE

Schollhorn *et al.*, (1997) ได้รายงานไว้ว่าการย่อยสลาย PCE ไปเป็น DCE สามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์เมื่อตัวให้อิเล็กตรอนคือ lactate และ acetate ซึ่งจากการศึกษาของ (Vera *et al.*, 2001) ได้ทำการศึกษาความสามารถในการสร้างสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination ของซังข้าวโพด chitin และเศษไม้ ซึ่งวัสดุจำพวก POMs เช่นเดียวกับเปลือกถั่วลิสง โดยทำการทดลองแบบกึ่งต่อเนื่องในคอลัมน์สแตนเลส เป็นเวลา 70 วัน พบว่า acetate เป็น VFAs ที่พบว่ามีปริมาณมากที่สุด โดยปริมาณ acetate มีมากที่สุดที่คอลัมน์ที่บรรจุ chitin (4-43 mM) รองลงมาคือซังข้าวโพด (1-7mM) และเศษไม้ (0-3 mM) ซึ่งผลการศึกษาดังกล่าวมีความสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Berman *et al.*, (2004) ที่ทำการศึกษาคความเหมาะสมในการใช้ chitin ซังข้าวโพด และ chitin ผสมกับซังข้าวโพด เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพของสาร PCE โดยทำการทดลองแบบกึ่งต่อเนื่องในคอลัมน์สแตนเลส เป็นเวลา 1 เดือน ซึ่งผลการทดลองพบว่าคอลัมน์ที่บรรจุซังข้าวโพดมี VFAs เกิดขึ้นมากที่สุด (8-12 mM) รองลงมาคือคอลัมน์ที่บรรจุ chitin ผสมกับซังข้าวโพด (5-8 mM) และคอลัมน์ที่บรรจุ chitin (2-4mM) ทั้งนี้พบว่า acetate และ butyrate เป็น VFAs ที่มีความเข้มข้นมากที่สุดทั้ง 3 คอลัมน์

จากผลการศึกษาข้างต้น (Schollhorn *et al.*, 1997; Vera *et al.*, 2001; Brennan *et al.*, 2004a) ปริมาณ VFAs มักน่าจะมีความเหมาะสมสำหรับนำไปใช้การศึกษาการบำบัด TCE ในลำดับต่อไป ส่วนแอมโมเนียซึ่งเป็นสารประกอบไนโตรเจนรูปหนึ่งที่มีความสำคัญเนื่องจากเป็นสารที่จุลินทรีย์ใช้ในการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์ และยังมีบทบาทในการส่งเสริมสถานะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการ dechlorination ด้วย

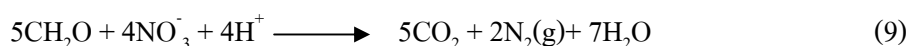
2.4 ไนเตรต-ไนโตรเจน (NO_3^- -N)

ปริมาณของไนเตรตที่ตรวจวัดได้มีปริมาณน้อยมากและค่อนข้างคงที่ตลอดการทดลอง ซึ่งเป็นลักษณะปกติของระบบการหมักที่มีสถานะที่ไร้ออกซิเจน ไนเตรตจะเกิดขึ้นได้มากเมื่อระบบมีออกซิเจน โดย nitrifying bacteria จะใช้แอมโมเนียที่เกิดจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันเป็นแหล่งพลังงาน ทำให้แอมโมเนียถูกออกซิไดซ์เป็นไนไตรต์และไนเตรตตามลำดับดังสมการ

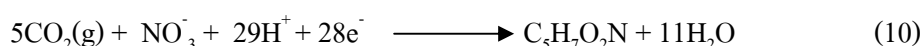


จากผลการศึกษาพบว่าปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน (NO_3^- -N) มีค่าน้อยมากคือมีค่าอยู่ระหว่าง 0.16-0.83 mg/l และมีค่าเฉลี่ยในช่วง 0.24 (± 0.08) mg/l ดังภาพที่ 16 จากสมการที่ (11) จุลชีพใช้ O_2 จากสารประกอบไนโตรเจนในรูปของ NO_3^- ย่อยสลายสารอินทรีย์เปลี่ยนไปเป็น H_2O และ $\text{N}_2(\text{g})$ ส่วน CO_2 ถูกใช้ในการสร้างอาหารของเซลล์ใหม่ดังสมการ(9)และ(10)

สมการย่อยสลาย



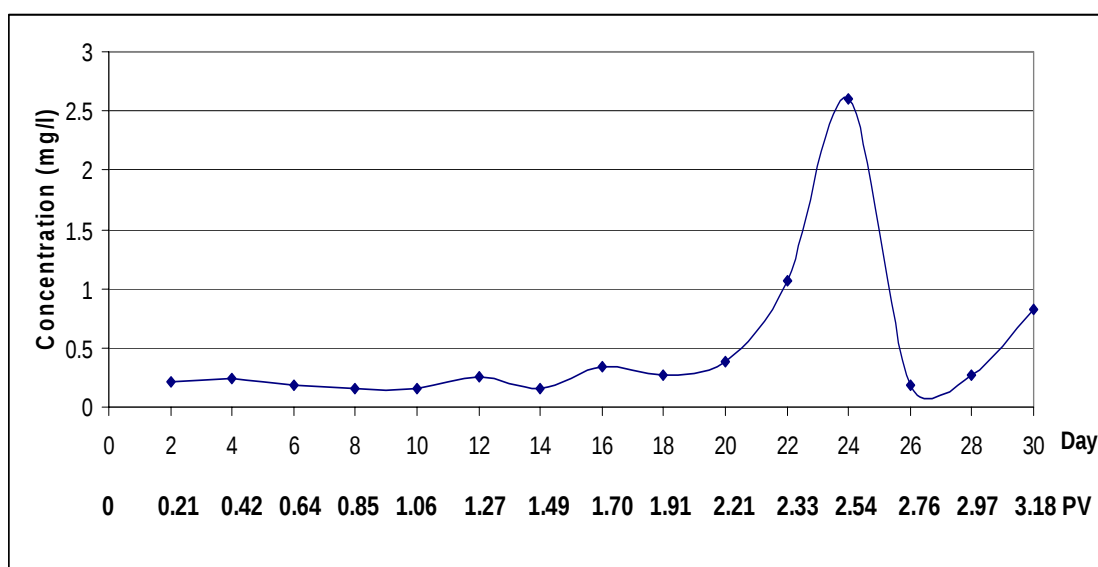
สมการสร้างcell ใหม่



รวมสมการ (9) และ(10)



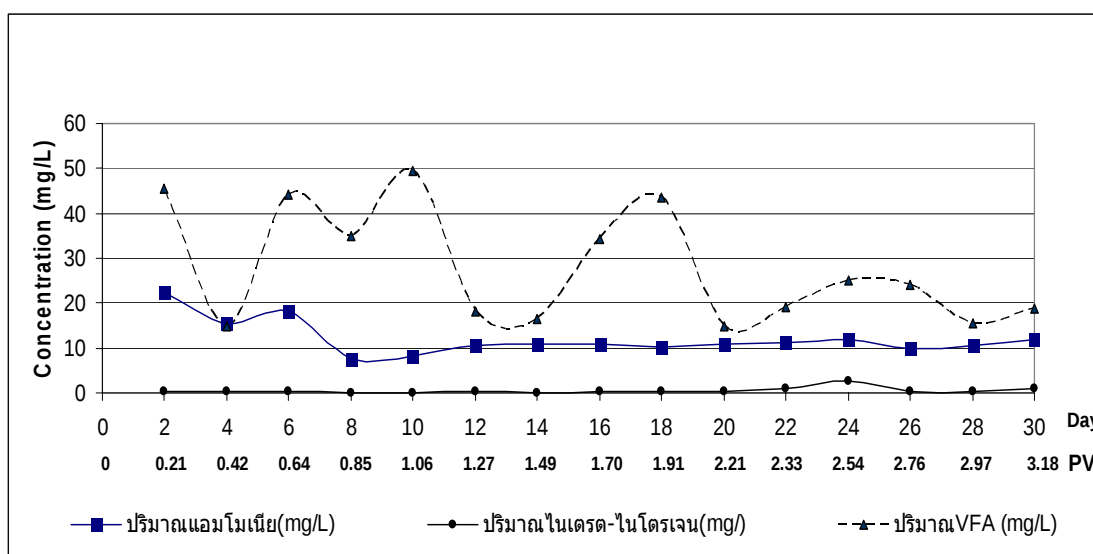
ผลจากการทดลองยังสอดคล้องกับทฤษฎีที่เกรียงศักดิ์ (2543) ได้กล่าวไว้ว่า ในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน จะไม่เกิดออกซิเจนหรือไนเตรตอยู่ในระบบจุลชีพ ในกลุ่ม heterotroph ซึ่งคาดว่ามีความเหมาะสมมากในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน จะใช้ organic carbon เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน ใช้ไนโตรเจนในการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์ และผนังเซลล์ ดังนั้นการใส่เปลือกถั่วลิสงซึ่งมีสารเหล่านี้ปริมาณสูงจะช่วยส่งเสริมจุลชีพเจริญเติบโตเนื่องจากมีสารอาหารและพลังงานเพียงพอ



ภาพที่ 16 ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนในช่วงการบำบัด TCE

ปริมาณ VFAs เป็นตัวแทนของธาตุคาร์บอน และปริมาณแอมโมเนียเป็นตัวแทนของธาตุไนโตรเจน ซึ่งเปรียบเสมือนกับสัดส่วน C:N เนื่องจากสารทั้งสองดังกล่าวอยู่ในสภาพที่ใช้เป็นแหล่งพลังงานและใช้ในการสร้างเซลล์โดยตรง ทั้งนี้สัดส่วน C:N ที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนควรอยู่ในช่วง 20:1 ถึง 30:1 (Hawkes, 1997) สำหรับอัตราส่วนของ C:N ที่เหมาะสมสำหรับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจนจากการศึกษาของ Hawkes (1979) พบว่า C:N ที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายคือ 20:1 ถึง 30:1 ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ (Brock *et al.*, 1990)

จากการทดลองพบว่าปริมาณของ VFAs: ปริมาณแอมโมเนียมีค่าอยู่ระหว่าง 1.5:1 ถึง 5.9:1 ดังภาพที่ 17 ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ (Hawkes, 1997) สัดส่วน C:N ที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนควรอยู่ในช่วง 20:1 ถึง 30:1 และสอดคล้องกับการทดลองของ Hawkes (1979) พบว่า C:N ที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายคือ 20:1 ถึง 30:1 ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Brock et al., (1990)



ภาพที่ 17 กราฟรวมค่าต่างๆ ในช่วงการบำบัดสาร TCE

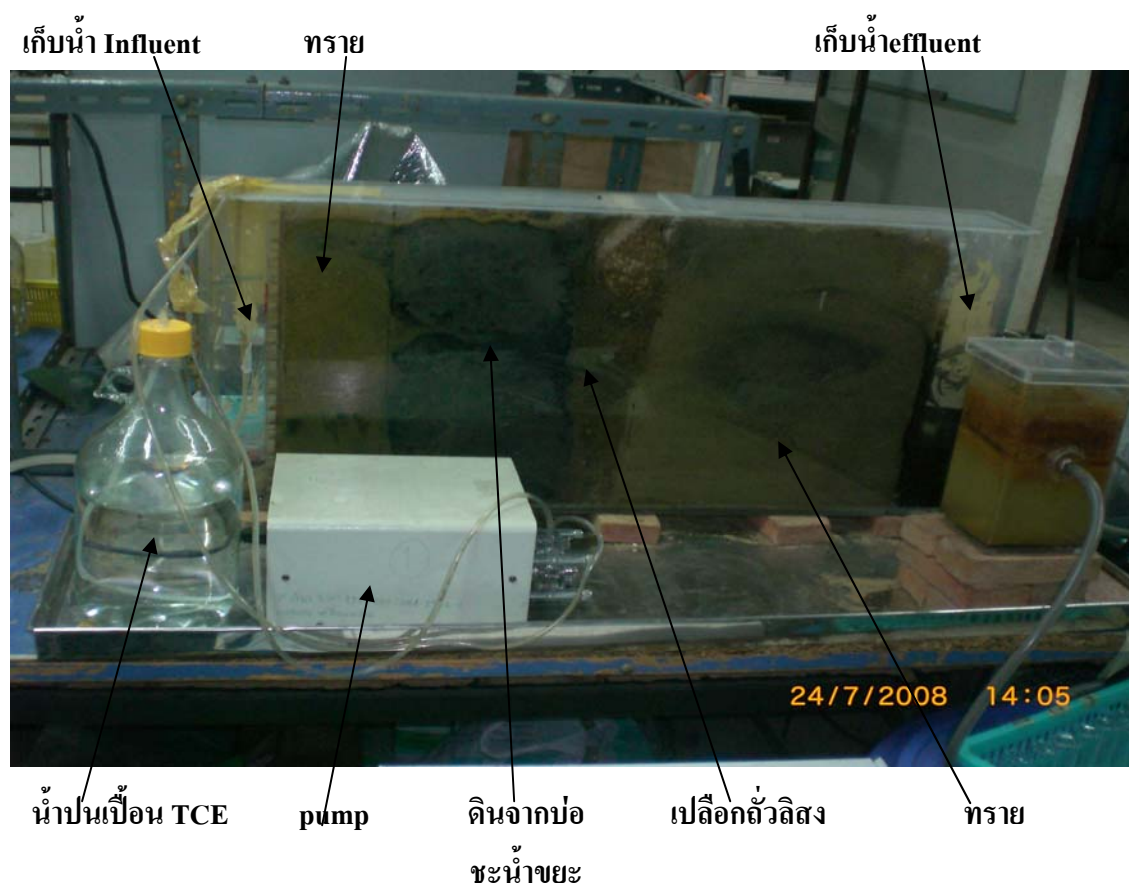
ไนโตรเจนในวัสดุหมักมีบทบาทสำคัญในกระบวนการย่อยสลาย โดยจะช่วยเพิ่ม pH ในระบบเนื่องจากการผลิตแอมโมเนียออกมา และยังช่วยส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมต่อ reductive processes อย่างเช่นกระบวนการ dechlorination (Vera et al., 2001) จากเหตุผลข้างต้น เห็นว่าเปลือกถั่วลิสงมีความเหมาะสมที่จะนำมาเป็นวัสดุหมักร่วมกับดินเพื่อเป็นการเพิ่มแหล่งอาหารและแหล่งพลังงานให้กลับจุลินทรีย์และช่วยส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

เปลือกถั่วลิสงมีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบซึ่งเป็นผลดีต่อการบำบัด เนื่องจากการศึกษาว่าไนโตรเจนมีบทบาทสำคัญในการย่อยสลายโดยกระบวนการแบบไร้ออกซิเจน โดยจะช่วยเพิ่ม pH ให้กับระบบ เนื่องจากการผลิตแอมโมเนียออกมา นอกจากนี้ยังช่วยส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการ dechlorination ด้วย (Vera et al., 2001) ดังนั้นเปลือกถั่วลิสง

จึงน่าจะมีศักยภาพต่อการนำมาใช้เป็นแหล่งสารอาหารและแหล่งผลิต VFAs ซึ่งเป็นตัวให้อิเลคตรอน ในกระบวนการ dechlorination ของ TCE

การทดลองการบำบัด TCE ที่ปนเปื้อนน้ำใต้ดิน

การทดลองได้ทำการทดลองบำบัดในตู้ทดลองเป็นตู้อะคริลิกทรงสี่เหลี่ยมผืนผ้าสร้างเป็นแบบ 2 มิติโดยที่มีขนาดภายในดังนี้ คือ ความสูง 14.5 นิ้ว ความยาว 25.4 นิ้วและความกว้าง 3 นิ้ว แผ่นกั้นทางเข้า-ออกขนาดใหญ่ 2 แผ่น มีความสูง 14.5 นิ้ว ความกว้าง 3 นิ้ว แผ่นอะคริลิกมีความหนา 10 mm. สำหรับรองรับการบดอัดเป็นพิเศษ โดยใช้แท่งอะคริลิกในการเชื่อมต่อแผ่นอะคริลิกเพื่อป้องกันการรั่ว ตู้จำลองดังกล่าวดัดแปลงมาจากการทดลองของ Whelan et al., (1992) ที่ได้มีการจำลองสถานะต่าง ๆ ให้ใกล้เคียงกับระบบของน้ำใต้ดินโดยออกแบบให้เป็นระบบแบบไร้ออกซิเจนดังปรากฏในภาพที่ 18

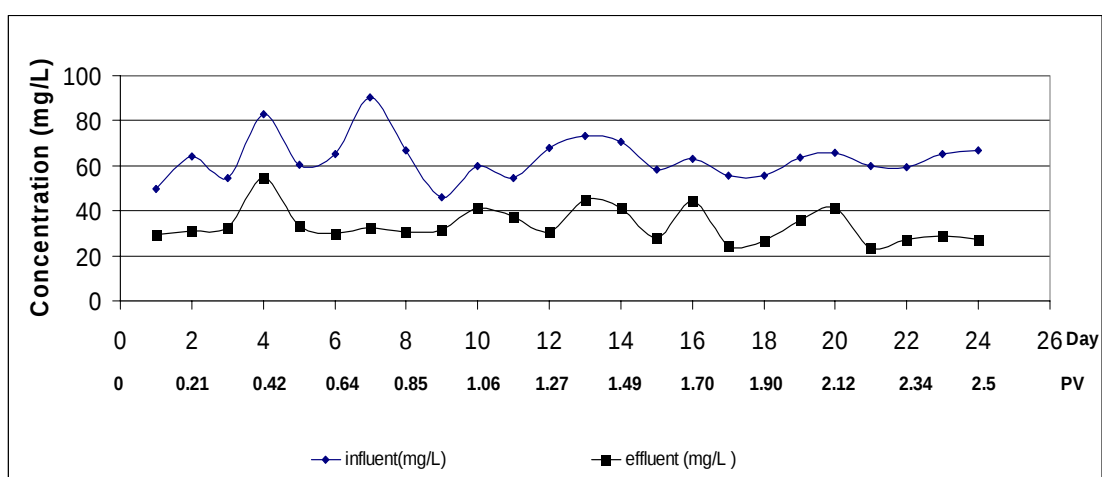


ภาพที่ 18 คอลัมน์จำลองการฟื้นฟู TCE แบบไร้ออกซิเจน

ระบบได้ถูกปั้มน้ำที่ปนเปื้อน TCE สังกะระห์เข้าระบบด้วยความเร็วเริ่มต้น 2 ml/min คิดเป็นค่า Reynolds Number (Re) เท่ากับ 2.9×10^{-5} ค่าของ Pore volume (PV) คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาตรของน้ำที่ผ่านตัวกลาง (V_{liquid}) ต่อปริมาตรช่องว่างในตัวกลาง (V_{void}) มีค่าเป็น 2.5 เท่า

ผลการทดลองได้มีการเก็บน้ำตัวอย่างวันละ 3 ตัวอย่าง โดยครั้งแรกได้มีการเก็บน้ำที่ผ่านเครื่องปั้มน้ำมาก่อนที่จะเข้าระบบบำบัด และในช่วงเวลาที่สองได้เก็บน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ส่วนช่วงที่สาม (เย็น) ได้เก็บน้ำ 1 ตัวอย่างคือเก็บน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ผลการทดลองพบว่าน้ำที่เก็บช่วงเวลาก่อนที่จะเข้าระบบบำบัดมีค่าเฉลี่ยความเข้มข้น TCE สังกะระห์ $63.33 (\pm 9.73)$ mg/l ส่วนช่วงเวลาลงจากน้ำปนเปื้อน TCE ที่ออกจากระบบบำบัดพบว่าค่าความเข้มข้นเฉลี่ยมีค่า $33.91 (\pm 8.13)$ mg/l ส่วนช่วงเย็นได้มีการเก็บน้ำที่ผ่านออกจากระบบพบว่าความเข้มข้นเฉลี่ยของ TCE มีค่า $33.43 (\pm 7.16)$ mg/l

ผลการศึกษาพบว่าน้ำที่เก็บช่วงก่อนที่จะเข้าระบบบำบัดมีค่าความเข้มข้น TCE เฉลี่ย $63.33 (\pm 9.73)$ mg/l ส่วนช่วงที่ออกจากระบบบำบัดพบว่าค่าความเข้มข้นเฉลี่ย TCE มีค่า $33.66 (\pm 7.53)$ mg/l ผลการศึกษาพบว่าอัตราการลดลงของ TCE มีค่าลดลงโดยค่าเฉลี่ยประมาณร้อยละ $46.44 (\pm 10.48)$ ดังปรากฏภาพที่ 19



ภาพที่ 19 อัตราการการเปรียบเทียบการลดลงของ TCE

ส่วนการลดลงของความเข้มข้นเริ่มต้นของ TCE เมื่อเวลาผ่านไปดังแสดงในภาพที่ 18 ซึ่งเมื่อปริมาณน้ำที่ปนเปื้อน TCE ผ่านเข้ามาในระบบตลอดการทดลองอย่างต่อเนื่องทำให้น้ำที่ปนเปื้อน TCE ได้มีการเกิดการทำปฏิกิริยา dechlorination กับ VFAs ทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปของ TCE ทำให้ปริมาณของ TCE ลดลง เมื่อปริมาณของน้ำที่ผ่านเข้าตู้จำลองมากขึ้นจะพบว่าปริมาณการลดลงของ TCE มีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่องเมื่อมีปริมาณน้ำที่ผ่านเข้ามามีปริมาณมากขึ้น โดยจุลชีพในกลุ่ม heterotroph ซึ่งคาดว่ามีความหลากหลายมากในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน จะใช้ organic carbon เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานใช้ในไตรเจนในการสังเคราะห์โปรตีนภายในเซลล์และผนังเซลล์ ดังนั้นคาดว่าจะการใช้เปลือกถั่วลิสงซึ่งมีสารเหล่านี้ปริมาณสูงจะช่วยส่งเสริมจุลชีพเจริญเติบโตเนื่องจากมีสารอาหารและพลังงานเพียงพอ

สถานะและสมดุลมวล (phase and mass balance) ของ TCE ในระบบการทดลอง

1. มวลของ TCE ในสารละลาย

มวลของ TCE ในสถานะสารละลายซึ่งอยู่ในน้ำกลั่นที่ใช้ทดลอง ได้จากการวิเคราะห์โดยใช้เครื่อง GC และคำนวณหาความเข้มข้นและมวล TCE โดยเปรียบเทียบกับกราฟมาตรฐาน TCE ที่จัดเตรียมขึ้นก่อนการทดลอง

2. มวลของ TCE ในสถานะก๊าซ

มวลของ TCE ในสถานะก๊าซคำนวณได้จาก Henry's law constant และความเข้มข้นหรือมวลของ TCE ในสถานะสารละลาย โดยมีสมการที่ใช้คำนวณดังนี้ (LaGrega et al., 2001)

$$H' = C_g / C_l \quad (4)$$

เมื่อ H' = dimensionless Henry's law constant

C_g = ความเข้มข้นหรือมวลของสารในก๊าซ [mg/l]

C_l = ความเข้มข้นหรือมวลของสารในสารละลาย (ได้จากการวิเคราะห์โดย GC) [mg/l]

โดยที่ $H' = H/RT$ (5)

เมื่อ H = Henry's law constant [atm-m³/mol]
 $= 0.00937 \text{ atm-m}^3/\text{mol}$ (Pankow and Cherry, 1995)

R = ค่าคงที่ของก๊าซ
 $= 8.25 \times 10^{-5} \text{ atm-m}^3/\text{mol-K}$

T = อุณหภูมิ, K
 $= 273 + 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$
 $= 303 \text{ K}$

ดังนั้น $H' = 0.00937 / (8.25 \times 10^{-5} \times 303)$
 $= 0.375$

3. มวลของ TCE ที่ถูกดูดซับโดยดินและเปลือกถั่ว

มวลของ TCE ที่ถูกดูดซับโดยดินและเปลือกถั่ว หาได้จากการวิเคราะห์โดยใช้เครื่อง GC โดยทำการสกัด TCE ที่อยู่ในดินและเปลือกถั่วโดยเมทธานอลแล้วนำไปวิเคราะห์หาความเข้มข้นของสาร TCE ที่ถูกดูดซับโดยดินและเปลือกถั่วลิสง

ตารางที่ 11 มวล TCE ในสถานะต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับการคำนวณและตัวย่อที่ใช้

มวล TCE ในสถานะต่าง ๆ [mg]	ตัวย่อ
มวล TCE เริ่มต้น	M_0
มวล TCE ในสารละลาย	M_l
มวล TCE ในก๊าซ	M_g
มวล TCE ที่ถูกดูดซับโดยดิน	$M_{ad, soil}$
มวล TCE ที่ถูกดูดซับโดยเปลือกถั่ว	$M_{ad, peanut}$

$$\text{สมการสมดุลมวล: } M_0 = M_l + M_g + M_{ad, soil} + M_{ad, peanut}$$

ตารางที่ 12 สมดุลมวล TCE ในช่วงการบำบัด

Time (วัน)	$M_{ad, soil}$ (mg)	$M_{ad, peanut}$ (mg)	M_l (mg)	M_g (mg)	M_{deg} (mg)
1	7.875	5.92	29.30	10.98	45.91
2	7.875	5.92	31.20	11.70	43.31
3	7.875	5.92	32.80	12.30	41.10
4	7.875	5.92	54.64	20.49	11.08
5	7.875	5.92	33.20	12.45	40.57
6	7.875	5.92	29.76	11.16	45.28
7	7.875	5.92	33.74	12.28	41.19
8	7.875	5.92	30.39	11.40	44.41
9	7.875	5.92	31.35	11.76	43.10
10	7.875	5.92	41.11	15.42	29.67
11	7.875	5.92	37.64	14.12	34.50
12	7.875	5.92	30.67	11.50	44.02
13	7.875	5.92	34.78	16.78	35.63
14	7.875	5.92	30.94	15.35	39.91
15	7.875	5.92	27.89	10.46	47.85
16	7.875	5.92	44.25	16.60	25.37
17	7.875	5.92	24.43	9.16	52.61
18	7.875	5.92	26.85	10.07	49.29
19	7.875	5.92	36.00	13.50	36.70
20	7.875	5.92	41.14	14.43	29.63
21	7.875	5.92	23.28	8.73	54.19
22	7.875	5.92	27.44	10.29	48.47
23	7.875	5.92	28.91	10.84	46.45
24	7.875	5.92	27.27	10.23	48.70

สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

การทดลองในส่วนแรกเป็นการศึกษาถึงความเหมาะสมของเปลือกถั่วในการนำไปใช้เป็นแหล่งผลิต VFAs ซึ่งเป็นตัวให้อิเลคตรอนในกระบวนการ dechlorination และเป็นแหล่งสารอาหารของจุลินทรีย์ โดยทดลองหมักดินร่วมกับเปลือกถั่วลิสง

ผลการทดลองพบว่าเปลือกถั่วลิสงมีการผลิต VFAs ออกมาอย่างต่อเนื่อง จุลินทรีย์ในระบบมีการนำเอา VFAs ไปใช้เนื่องจากปริมาณ VFAs ที่สะสมในระบบมีแนวโน้มลดลงเมื่อเวลาการทดลองนานขึ้น ซึ่งชี้ให้เห็นว่ามีกระบวนการ dechlorination เกิดขึ้นในระบบ นอกจากนี้การที่ระบบมี VFAs เหลืออยู่ แสดงว่าระบบมีตัวให้อิเลคตรอนเพียงพอสำหรับกระบวนการถ่ายเทอิเลคตรอน

การทดลองในส่วนที่ 2 เป็นการศึกษาการฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสาร TCE โดยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนโดยการทดลองแบบต่อเนื่อง และมีเปลือกถั่วลิสงเป็นแหล่งผลิต Volatile fatty acid (VFAs) ซึ่งเป็น electron donor ในการถ่ายเทอิเลคตรอน ในกระบวนการ dechlorination ผลการทดลองพบว่าการผลิต VFAs ออกมาอย่างต่อเนื่อง จุลินทรีย์ในระบบมีการนำเอา VFAs ไปใช้เนื่องจากปริมาณ VFAs ที่สะสมในระบบมีแนวโน้มลดลงเมื่อเวลาการทดลองเพิ่มมากขึ้น ซึ่งชี้ให้เห็นว่ามีกระบวนการ dechlorination เกิดขึ้นในระบบ ซึ่งสามารถยืนยันผลการศึกษาดังกล่าวได้จากการทบทวนการศึกษาของ Bernan *et al.*, (2004) ในช่วง 15 วันแรกของการทดลองมีกระบวนการ dechlorination เกิดขึ้นในระบบ นอกจากนี้การที่ระบบมี VFAs เหลืออยู่ แสดงว่าระบบมีตัวให้อิเลคตรอนเพียงพอสำหรับกระบวนการถ่ายเทอิเลคตรอน ส่วนแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบเป็นช่วงที่มีประโยชน์ต่อการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

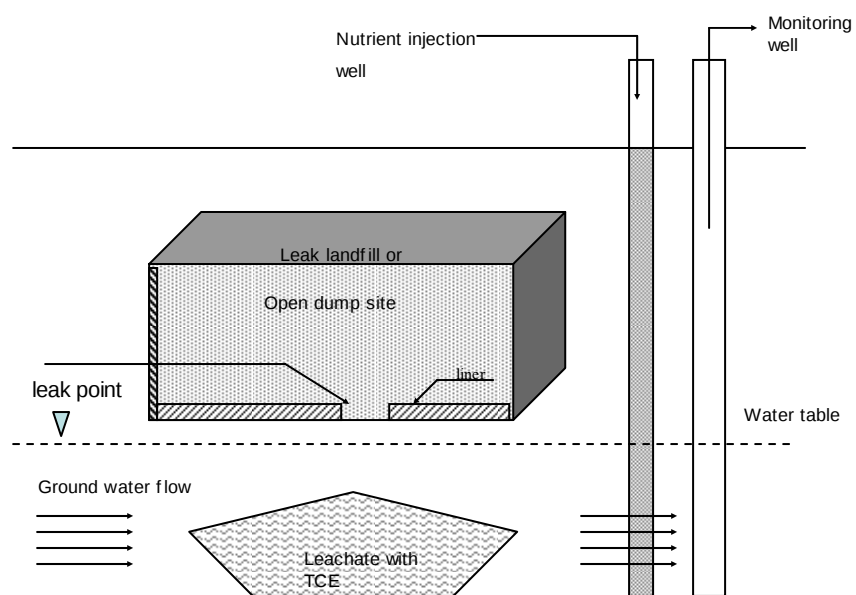
ผลการทดลองพบว่าความเข้มข้นของ TCE ที่เก็บช่วงก่อนที่จะเข้าระบบบำบัดมีค่าเฉลี่ย $63.33 (\pm 9.73)$ mg/l ส่วนช่วงหลังจากที่ออกจากระบบบำบัดพบว่าค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของ TCE มีค่า $33.66 (\pm 7.53)$ mg/l ผลการศึกษาพบว่าอัตราการลดลงของ TCE มีค่าลดลงโดยค่าเฉลี่ยประมาณร้อยละ $46.44 (\pm 10.48)$

พบว่าศักยภาพของเปลือกถั่วลิสงในการผลิตกรดไขมันระเหย Volatile fatty acid (VFAs) ซึ่งเป็นตัวให้อิเลคตรอน electron donor ในการถ่ายเทอิเล็กตรอนในกระบวนการ dechlorination จากการทดลองพบว่าเปลือกถั่วลิสงมีประสิทธิภาพในย่อยสลายสาร TCE ได้ประมาณร้อยละ 46.74 ในระยะเวลาที่ทดลองคือ 24 วัน โดยวิธีการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนโดยการทดลองแบบต่อเนื่อง

ข้อเสนอแนะ

ข้อเสนอแนะสำหรับการศึกษาครั้งต่อไปและการประยุกต์ในการนำไปใช้งานจริง

1. การศึกษาครั้งต่อไปควรทำการศึกษาการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน TCE โดยใช้วัสดุอื่นๆที่มีในท้องถิ่นที่มีคุณสมบัติใกล้เคียงกลับเปลือกถั่วแทนเปลือกถั่ว เพื่อเป็นการส่งเสริมในเรื่องเทคโนโลยีที่สะอาด โดยทำการทดลองทุกอย่างให้ใกล้เคียงกับการทดลองโดยใช้เปลือกถั่ว เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของวัสดุชนิดใหม่ในการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน TCE ต่อไป
2. การประยุกต์ใช้จริงในพื้นที่ปนเปื้อน โดยการเจาะบ่อทางด้านท้ายน้ำของตำแหน่งที่มีการปนเปื้อนเพื่อใส่เปลือกถั่วลิสงดั่ง (ภาพที่ 20) ทั้งนี้เปลือกถั่วลิสงที่ใส่ไม่ควรลดขนาดเพื่อให้เกิดการย่อยสลายอย่างช้าๆเพื่อเป็นการเพิ่มแหล่งอาหารและพลังงานให้จุลินทรีย์ ทำให้มีการปล่อยอิเล็กตรอนอย่างต่อเนื่องเป็นเวลานาน ซึ่งจะช่วยย่อยสลายสารในกลุ่ม chlorinated compounds เกิดได้อย่างต่อเนื่องมากขึ้น



ภาพที่ 20 แบบจำลองการนำไปใช้งานจริงการฟื้นฟูด้วยวิธี *in situ* bioremediation

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

กรมควบคุมมลพิษ. 2543. โครงการสำรวจและวิเคราะห์เพื่อจัดทำแนวทางการจัดการการปนเปื้อนของน้ำหะมูลฝอยที่ลงสู่แหล่งน้ำยังดินและใต้ดิน บริเวณสถานที่กำจัดมูลฝอยเทศบาลในพื้นที่ภาคใต้และภาคตะวันตก. ม.ป.ท., กรุงเทพฯ.

_____. 2547. สรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย พ.ศ. 2547. กรุงเทพฯ.

กองจัดการสารอันตรายและกากของเสีย กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และ สิ่งแวดล้อม. 2543. โททอลปีโตเลียมไฮโดรคาร์บอน. ม.ป.ท.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมerkการจัดน้ำเสีย เล่ม 4. พิมพ์ครั้งที่ 1. ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต.

_____. 2546. ของเสียอันตราย (Hazardous Wastes). พิมพ์ครั้งที่ 1. ภาควิชาวิศวกรรม สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต.

คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา คณะเกษตร มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. 2544. ปฐพีวิทยาเบื้องต้น. พิมพ์ครั้งที่ 9. สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

จุฑาทิพย์ ขจรไตรงเดช. 2548. การฟื้นฟูน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนสารไตรคลอโรเอทธิลีนโดยวิธีการบำบัดทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 20 (พ.ศ. 2543) ออกตามความในพระราชบัญญัติ ส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพ น้ำใต้ดิน ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่ม 117 ตอนพิเศษ 95 ง ลงวันที่ 15 กันยายน 2543

มีศักดิ์ มลินทวิสมัย, สีนหาถ ชาญณรงค์, พีรพงษ์ สุนทรเดชะ, วาฬิกา เสวตโยธิน และ จีระนันท์ พันธจักร. 2544. การปนเปื้อนของสาร Chlorinated Ethylene ในดินและน้ำใต้ดินและกรณีศึกษาของประเทศไทย. กลุ่มงานวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมด้านน้ำ ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม.

มันสิน ตันทุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 2. โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.

วีระพล แต่สมบัติ. 2538. หลักอุทกวิทยา. ห้างหุ้นส่วนจำกัด สำนักพิมพ์ฟิสิกส์เซ็นเตอร์, กรุงเทพฯ.

วรรณัฐ ศรีพงษ์พิจิตร. 2549. การศึกษาพฤติกรรมการปนเปื้อนของน้ำมันเชื้อเพลิงในชั้นดินไม่อิ่มตัวด้วยน้ำด้วยวิธีการวิเคราะห์จากภาพดิจิทัล. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

สมศักดิ์ วั่งใน. 2528. จุลินทรีย์และกิจกรรมในดิน. ภาควิชาปฐพีวิทยา คณะเกษตร มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. 2548. รายงานสถานการณ์คุณภาพสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2547.

Alloway, B.J. 1995. **Heavy Metals in Soils**. 2nd ed. Blackie Academic & Professional, London.

Alvarez-Cohen, L. and P.L. McCarty. 1991. Effects of toxicity, aeration, and reductant supply on trichloroethylene transformation by a mixed methanotrophic culture. **Environ. Microbiol.** 57 (1): 228-235.

American Public Health Association (APHA). 1985. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 16th ed. Washington, D.C.

Andrew, J.F. 1964. **Kinetics and Characteristic of Multiple Methane Fermentation.**
California University Sanit. Eng. Res. Lab, California.

Baker, K.H. and D.S. Herson. 1994. **Bioremediation.** McGraw-Hill. Inc., New York.

Ballapragada, B.S., H.D. Stensel, J.A. Puhakka and J.F. Ferguson. 1997. Effect of hydrogen on reductive dechlorination of chlorinated ethenes. **Environ. Sci. Technol.** 31: 1728-1734.

Brock, R.N., T.P. Clark and M. Bishop. 1990. Biological treatment of solids contaminated by petroleum products, pp. 167-175. In P.T. Kostecki and E.J. calabrese, eds. **Petroleum Contaminated Soils.** Vol.3. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.

Brennan, R.A., R.A. Sanford and C.J. Werth. 2004a. **Chitin and corncobs as electron donor sources for the reductive dechlorination of tetrachloroethene.** Dissertation, University of Illinois at Urbana Champaign, USA.

_____. 2004b. **Biodegradation of tetrachloroethene by chitin fermentation products in a continuous flow column system.** Dissertation, University of Illinois at Urbana Champaign, USA.

Carr, C.S. and J.B. Hughes. 1998. Enrichment of high-rate PCE dechlorination and comparative study of lactate, methanol, and hydrogen as electron donors to sustain activity. **Environ. Sci. Technol.** 32: 1817-1824.

Christensen, T.H., R. Cossu and R. Stegmann. 1992. **Landfilling of Waste: Leachate** 263-268.

Christensen, T.H., P. Kjeldson, H.J. Heron, P.H. Nielsen, P.L. Bjerg and P.E. Holm. 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. **Environ. Sci. Technol.** 24: 119-202.

- _____,_____, P.L. Bjerg, D.L. Jensen, J.B. Christensen, A. Baun, H.J. Albrechtsen and G. Heron.
2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Geochemistry** 16: 659-718.
- Dass, P., G.R. Tamke and C.M. Stoffel. 1977. **Leachate production at sanitary landfill**
n.p.
- David, W. G. 1981. **Biology and chemical treatment of landfill leachate**. Master thesis,
The University of British Columbia Vancouver.ed., McGraw-Hill, Inc., New York.
1334 p.Elsevier Science Publ. Ltd., England. 520 p.
- De Bruin W.P., M.J.J. Kotterman, M.A. Posthumus, G. Schraa and A.J.B. Zehnder. 1992.
Complete biological reductive transformation of tetrachloroethene to ethane.
Appl. Environ. Microbiol. 58: 1996-2000.
- DiStefano T.D., J.M. Gossett and S.H. Zinder. 1992. Hydrogen as an electron donor for
dechlorination of tetrachloroethene by an anaerobic mixed culture. **Appl. Environ.**
Microbiol 58: 3622-3629.
- Droste, R.L. 1997. **Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment**. John Wiley
& Sons, Inc., New York.
- Edil, T.B. 2003. A review of aqueous-phase VOC transport in modern landfill liners.
Waste Manag 23: 561-571.
- Freedman, D.L. and J.M. Gossett. 1989. Biological reductive dechlorination of
tetrachloroethylene and trichloroethylene to ethylene under methanogenic condition.
Appl. Environ. Microbiol 55: 2144-2151.

- Foster, S.J. and B.D. Beck. 1996. **Basement gas: Issues related to the migration of potentially toxicchemicals into house basements from distant sources.** Toxicology and Industrial Health 12(2): 165-177.
- Fu, M.H. and M. Alexander. 1992. Biodegradation of styrene in samples of natural environments. **Environ. Sci. Technol.** 26: 1540-1544.
- Gerritse, J., O. Drzyzga, G. Kloetstra, M. Keijmel, L.P. Wiersum, R. Hutson, M.D. Collins and J.C. Gottschal. 1999. Influence of different electron donors and acceptors on dehalorespiration of tetrachloroethene by *Desulfitobacterium frappieri* TCE1. **Applied Environ. Microbiol.** 65: 5212-5221.
- Hawkes, D.L. 1979. Factors affecting net energy production from mesophilic anaerobic digestion, pp. 131-149. Cited D.A. Stafford, B.I. Wheatley and D.E. Hughes (eds). Anaerobic Digestion. **Applied Sciences Press**, London.
- Hirl, P.J. and R.L. Irvine. 1997. Reductive dechlorination of perchloroethylene using anaerobic sequencing batch biofilm reactors. **Wat. Sci. Tech.** 35 (1): 49-56.
- Hunter, P. and S.T. Oyama. 2000. **Control of Volatile Organic Compound Emissions.** John Wiley & Sons, Inc.
- Kjeldsen, P. and T.H. Christensen. 2000. **A simple Model for The Distribution and Fate of Organic Chemicals in a Landfill.** MOCLA, Submitted.
- LaGrega, M.D., P.L. Buckingham and J.C. Evans. 2001. **Hazardous Waste Management.** McGraw-Hill Inc., Singapore.

Leake, S.A. and D.E. Prudic. 1991. **Documentation of a computer program to simulate aquifer system compaction using the modular finite-difference ground-water flow model:** U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 6, chap. A2: 68.

Leckie, J.O., J.G. Pacey and C. Halvadakis. 1979. Landfill Management with Moisture Control. Journal of the Environmental Engineering Division. **ASCE**. 105: 337-355.

Madigan, M.T., J.M. Martinko and J. Parker. 1997. **Brock Biology of Microorganisms**. 8th ed. America.

Metcalf and Eddy. 1991. **Wastewater Engineering Treatment Disposal and Reuse**. 3rd ed., McGraw-Hill, Inc., New York.

McCarty, P.L. 1964. **Anaerobic Waste Treatment Fundamentals Part 1, 2, 3 and 4**. Public Works.

Meharg, A.A. and John W.G. Cairney. 2000a. Ectomycorrhizas-extending the capabilities of rhizosphere remediation. **Soil Biol & Biochem**. 32: 1475-1484.

_____. 2000b. Ectomycorrhizas-extending the capabilities of rhizosphere remediation. **Soil Biol & Biochem**. 32: 1475-1484. Cited Olsson, P.A., M. Chalot, E. Baath, R.D. Finlay and B. Soderstrom. 1996. Ectomycorrhizal mycelia reduce bacterial activity in a sandy soil. **FEMS Microbiology Ecology** 21: 77-86.

Miller, E., G. Wohlfarth and G. Diekert. 1998. Purification and characterization of the tetrachloroethene reductive dehalogenase of strain PCE-S. **Arch. Microbiol**. 169: 497-502.

- Nakano, Y., W. Nishijima, E. Soto and M. Okada. 1999. Relationship between growth rate of phenol utilizing bacteria and the toxic effect of metabolic intermediates of trichloroethylene (TCE). **Wat. Res.** 33 (4): 1085-1089.
- Non-original Digital of Idaho materials. 2005. **Groundwatre review**. Available Source: <http://imnh.isu.edu/digitalatlas/hydr/concepts/gwater/gwtrvw.htm>, July 1, 2005
- Pankow, J.F. and J.A. Cherry. 1995. **Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater: History, Behavior, and Remediation**. Waterloo Press, United States of America.
- Park, J.K. and M. Nibras. 1993. Mass flux of organic chemicals through polyethylene geomembranes. **Water Environment Research** 65 (3): 227-237.
- Primalseeds Organization. 2004. **The alphabetical N P K list of random compost material**. Available: http://www.alpha-gamma.com/env_services/envi_hsad_comp.htm, July 7, 2004.
- Ramirez-Lopez, E., J. Corona_Hernandez, L. Dendooven, P. Rangle and F. Thalasso. 2003. Characterization of five agricultural by_products as potential biofilter carriers. **Bioresource Tech.** 88: 259-263
- Rowe, R. K. 1998. Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste. pp. 27-102. *In* **Procooding of the Sixth international Conference on Geosynthetics**. Industrial Fabrics Association International, Atlanta.
- Sanders, L. L. 1998. **A Manual of Field Hydrogeology**. Prentice Hall, Inc.
- Sara, N.M. 1993. **Standard Handbook for Solid and Hazardous Waste Facility Assessments**. n.p.

- Sawyer, C.N., P.L. McCarty and G.F. Parkin. 2003. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5th ed. McGraw-Hill Inc., Singapore.
- Schollhon, A., C. Savary, G. Stucki and K.W. Haselmann. 1997. Comparison of different substrates for the fast reductive dechlorination of trichloroethene under groundwater condition. **Water Res.** 31: 1275-1282.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen and S.A. Vigil. 1993. Integrated Solids Waste Management, Engineering Principal and Management Issue. McGraw-Hill, New York.
- Townsend, T.G., W.L. Miller, M.J. Lee and J.F.K. Earle. 1996. Acceleration of Landfill Stabilization using Leachate Recycle. **Journal of Environmental Engineering** 122: 263-268.
- U.S. Army Corps of Engineers. 1995. **Sanitary Landfill**. USACE Technical Manual, Publication No. TM 5-814-5, January 1994.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1971. **Pollution of Subsurface Water by Sanitary Landfills**. Dresel University, Virginia.
- U.S. EPA. 1991. Health Effects Assesment Summary Tables, FY-199, OERR9200-6-303 (91-1). Washington DC.
- Vera, S.M., C.J. Werth and R.A. Sanford. 2001. Evaluation of different polymeric organic materials for creating conditions that favor reductive processes in groundwater. **Bioremediation** 5 (3): 169-181.
- Verchueren, K. 1996. **Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals**. 3rd ed. USA.

- Whelan, M.P., E.A. Voudrias and A. Pearee. 1994. DNAPL pool dissolution in saturated porous media: procedure development and preliminary results. **Contaminant Hydrology** 15: 223-237.
- Wei, M. 2005. **Groundwater Resource of British Columbia**. Available source: http://www.env.gov.bc.ca/wsd/plan_protect_sustain/groundwater/gwbc/C02_original.html, August 10, 2005.
- Wichit Sriwong and Cheema Chomsurin. 2006. **Monitoring and Assessment of Groundwater Contaminated by Volatile Organic Compounds from Nonthaburi Solid Waste Disposal Site**. Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Kasetsart University.
- Wu, W.M., J. Nye, M.K. Jain and R.F. Hickey. 1998. Anaerobic dechlorination of trichloroethylene (TCE) to ethylene using complex organic materials. **Wat. Res.** 32 (5): 1445-1454.
- Yang, Y. and P.L. McCarty. 1998. Competition for hydrogen within a chlorinated solvent dehalogenating mixed culture. **Environ. Sci. Technol.** 32(22): 3591-3597.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก
กราฟมาตรฐาน TCE

กราฟมาตรฐาน TCE

1. การเตรียมอนุกรมสารละลายมาตรฐาน TCE

1.1 การเตรียมสารละลายอิ่มตัว (satulated) TCE โดยเติมสารละลายมาตรฐาน TCE HPLC grade ลงในหลอดทดลองขนาด 40 มิลลิเมตร ที่มีน้ำกลั่นอยู่เกือบเต็มหลอด สังเกตให้มี TCE แยกตัวออกมาจากน้ำที่บริเวณก้นหลอด เติมน้ำกลั่นให้เต็มหลอด เขย่าประมาณ 5 นาทีและตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องประมาณ 24 ชั่วโมง เพื่อให้มั่นใจว่าได้สารละลายอิ่มตัวอย่างแท้จริง โดยสารละลายอิ่มตัวที่ได้จะมีความเข้มข้นของ TCE 1,100 mg/L

1.2 เตรียมอนุกรมสารละลายมาตรฐาน TCE ให้มีความเข้มข้น 1107, 553, 276, 138 และ 69 มิลลิกรัม/ลิตร ด้วยวิธีเจือจางสารละลายอิ่มตัว ให้มีความเข้มข้นลดลงทีละครึ่ง

1.3 นำสารละลายอนุกรมมาตรฐาน TCE ไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง gas chromatograph (GC) ยี่ห้อ Shimadzu รุ่น GC-14B ที่ใช้ frame ionization detector (FID) ติดตั้งคอลัมน์ stainless steel, O.D. 1/8" x 8" ภายในบรรจุด้วย carbopack B/1%SPTM-1000(60/80) โดยตั้งอุณหภูมิของ injection, detector และ column เท่ากับ 200 200 และ 170 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และตั้งอัตราการไหลของก๊าซ N₂ เท่ากับ 30 ml/min

2. การหาสมการสำหรับคำนวณความเข้มข้นของ TCE

พื้นที่ของ chromatogram ของ TCE ที่ความเข้มข้นต่างๆ แสดงดังภาพผนวกที่ ก1

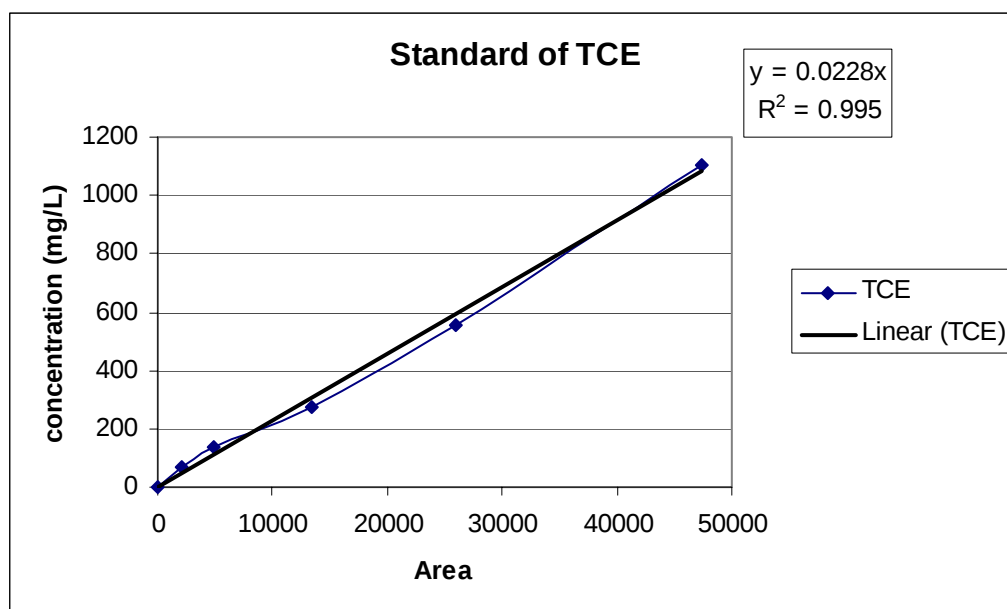
ตารางผนวกที่ ก1 พื้นที่ของ chromatogram ของ TCE ที่ความเข้มข้นต่างๆ

ความเข้มข้น (mg/L)	Peak Area
1107	47312.5
553	25912.6
276	13432.5
138	4860.3

ตารางผนวกที่ ก1 (ต่อ)

ความเข้มข้น (mg/L)	Peak Area
69	2094.8
0	0

จากตารางผนวกที่ ก1 สามารถหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ TCE กับพื้นที่ของ peak ของ chromatogram ของ TCE ดังแสดงภาพผนวกที่ ก1



ภาพผนวกที่ ก1 กราฟแสดงความเข้มข้นของ TCE กับพื้นที่ของ peak ของ chromatogram

สมการที่ใช้ในการคำนวณความเข้มข้นของ TCE สำหรับการทดลองมีดังนี้

$$Y = 0.0228X$$

$$R^2 = 0.995$$

Y = ความเข้มข้นของ TCE (mg/L)

X = พื้นที่ของ ของ chromatogram

การคำนวณค่า Pore volume (PV)

Pore volume คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาตรของน้ำที่ผ่านตัวกลาง (V_{liquid}) ต่อปริมาตรช่องว่างในตัวกลาง (V_{void}) นั่นคือ

$$PV = V_{\text{liquid}} / V_{\text{void}}$$

จาก $V_{\text{liquid}} = QT$ และ $V_{\text{void}} = ALn$

เมื่อ Q = อัตราการไหล [ml/min]

T = ระยะเวลาในการชะ [min]

A = พื้นที่หน้าตัดของคอลัมน์ [cm^2]

L = ความยาวของคอลัมน์ส่วนที่ปนเปื้อนโทลูอิน [cm]

n = ความพรุน [-]

จากคอลัมน์ที่ใช้สามารถคำนวณค่าปริมาตรช่องว่างในตัวกลาง (V_{void}) มีค่าเท่ากับ 11298 cm^3 โดยมีพื้นที่หน้าตัดของคอลัมน์ (A) เท่ากับ 182 ตารางเซนติเมตร ความยาวของคอลัมน์ส่วนที่ปนเปื้อน (L) 64 เซนติเมตร และความพรุนของดินทราย (n) เท่ากับ 0.97

คำนวณค่า Pore volume ที่ระยะเวลา (T) 600 นาที ในการทดลองนี้ใช้ปริมาตรอัตราการไหล (Q) 2 มิลลิลิตรต่อนาที พื้นที่หน้าตัดของคอลัมน์ (A) เท่ากับ 182 ตารางเซนติเมตร ความยาวของคอลัมน์ส่วนที่ปนเปื้อน (L) 64 เซนติเมตร และความพรุนของดินทราย (n) เท่ากับ 0.97

$$\begin{aligned}
 \text{จาก } PV &= V_{\text{liquid}}/V_{\text{void}} \\
 &= QT/ALn \\
 &= (2 \times 600)/(182 \times 64 \times 0.97) \\
 &= 0.106 \text{ เท่า}
 \end{aligned}$$

ดังนั้นที่ระยะเวลาการชะลอตัว 600 นาที คิดเป็น Pore volume เท่ากับ 0.106 เท่า

ภาคผนวก ข
ผลการทดลองในห้องปฏิบัติการ

ผลการศึกษาสถานะของระบบก่อนการบำบัด TCE

ตารางผนวกที่ ข1 ผลการวิเคราะห์ pH ของระบบก่อนการบำบัด TCE

วันที่เก็บ	ค่า pH
1	6.87
2	6.89
3	6.88
4	6.91
5	7.1
6	7.07
7	7.21
8	7.31
9	7.19
10	7.20
เฉลี่ย	7.06
std	0.16

ตารางผนวกที่ ข2 ผลการวิเคราะห์แอมโมเนียของระบบก่อนการบำบัด TCE

วันที่เก็บ	ความเข้มข้น(mg/L)
1	0.67
2	1.23
3	1.69
4	2.17
5	2.67
6	3.19
7	3.67
8	4.15
9	4.63

ภาคผนวก ค

การศึกษารองประกอบต่างๆ ที่มีผลต่อการบำบัดสารTCE

ตารางผนวกที่ ค1 ค่า pH ช่วงการบำบัดสารTCE

วันที่เก็บ	pH
2	6.71
4	6.65
6	6.73
8	6.94
10	7.11
12	6.75
14	6.68
16	7.26
18	7.06
20	7.14
22	6.76
24	6.78
26	6.7
28	6.68
30	6.47
ค่าเฉลี่ย	6.83
std	0.22

ตารางผนวกที่ ค2_ ปริมาณแอมโมเนียช่วงการบำบัดสารTCE

วันที่เก็บ	ปริมาณแอมโมเนีย(mg/L)
1	22.40
2	15.56
3	18.01
4	7.54
5	8.39
6	10.45
7	10.94
8	11.01
9	10.27
10	11.01
11	11.12
12	11.97
13	9.89
14	10.64
15	11.95
ค่าเฉลี่ย	14.43
std	1.25

ตารางผนวกที่ ค3 ปริมาณกรดVFAs ช่วงการบำบัดสารTCE

วันที่เก็บ	ปริมาณVFA (mg/L)	mMCH ₃ COOH
1	45.33	0.76
2	15.00	0.25
3	44.17	0.74
4	35.00	0.58
5	49.50	0.83
6	18.00	0.30
7	16.33	0.28
8	34.17	0.57
9	43.67	0.73
10	15.00	0.25
11	19.17	0.32
12	25.00	0.41
13	24.17	0.40
14	15.33	0.26
15	18.83	0.31
ค่าเฉลี่ย	27.92	0.47
std	12.75	0.21

ตารางผนวกที่ ค4 ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน (NO_3^- -N)ช่วงการบำบัดสารTCE

วันที่เก็บ	ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน(mg/)
1	0.22
2	0.24
3	0.19
4	0.16
5	0.17
6	0.25
7	0.16
8	0.35
9	0.27
10	0.38
11	1.07
12	2.60
13	0.19
14	0.27
15	0.83
ค่าเฉลี่ย	0.24
std	0.08

ภาคผนวก ง

การทดลองการบำบัดTCE ที่ปนเปื้อนน้ำใต้ดิน

ตารางผนวกที่ ง1 ปริมาณ TCE ช่วงการบำบัดสารTCE

Time (วัน)	influent (mg/l)	effluent (mg/l)	%การลดหลังจากจากระบบบำบัด
1	49.76	29.30	41.10
2	64.10	31.20	51.33
3	54.39	32.80	39.67
4	82.96	54.64	34.14
5	60.54	33.19	45.17
6	65.39	29.7	54.48
7	90.56	32.74	63.85
8	66.89	30.39	54.57
9	45.84	31.35	31.60
10	59.82	41.11	31.28
11	54.78	37.64	31.29
12	68.06	30.68	54.93
13	73.37	44.79	38.95
14	70.34	40.94	41.80
15	58.26	27.90	52.12
16	63.34	44.25	30.14
17	55.39	24.43	55.88
18	55.66	26.84	51.77
19	63.60	36.00	43.35
20	66.03	41.14	37.69
21	59.95	23.28	61.16
22	59.10	27.44	53.57
23	65.26	28.91	55.70
24	66.58	27.27	59.04
ค่าเฉลี่ย	63.33	33.66	46.44
std	9.73	7.53	10.48

สถานะและสมดุลมวล (phase and mass balance) ของ TCE ในระบบการทดลอง

ตารางผนวกที่ ง2 สมดุลมวล TCE ในช่วงการบำบัด

Time (วัน)	M _{ad, soil} (mg)	M _{ad, peanut} (mg)	M _l (mg)	M _g (mg)	M _{deg} (mg)
1	7.875	5.92	29.30	10.98	45.91
2	7.875	5.92	31.20	11.70	43.31
3	7.875	5.92	32.80	12.30	41.10
4	7.875	5.92	54.64	20.49	11.08
5	7.875	5.92	33.20	12.45	40.57
6	7.875	5.92	29.76	11.16	45.28
7	7.875	5.92	33.74	12.28	41.19
8	7.875	5.92	30.39	11.40	44.41
9	7.875	5.92	31.35	11.76	43.10
10	7.875	5.92	41.11	15.42	29.67
11	7.875	5.92	37.64	14.12	34.50
12	7.875	5.92	30.67	11.50	44.02
13	7.875	5.92	34.78	16.78	35.63
14	7.875	5.92	30.94	15.35	39.91
15	7.875	5.92	27.89	10.46	47.85
16	7.875	5.92	44.25	16.60	25.37
17	7.875	5.92	24.43	9.16	52.61
18	7.875	5.92	26.85	10.07	49.29
19	7.875	5.92	36.00	13.50	36.70
20	7.875	5.92	41.14	14.43	29.63
21	7.875	5.92	23.28	8.73	54.19
22	7.875	5.92	27.44	10.29	48.47
23	7.875	5.92	28.91	10.84	46.45
24	7.875	5.92	27.27	10.23	48.70