การกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ด้วยฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่

นางสาวมุจรินทร์ บุญเสริฐ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชามลพิษสิ่งแวดล้อมและความปลอดภัย
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2561

HYDROGEN CYANIDE AND HYDROGEN SULFIDE GASES REMOVAL BY DUAL FIXED- FILM BIOSCRUBBER

Mutcharin Bunsert

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the

Degree of Master of Environmental Pollution and Safety

Suranaree University of Technology

Academic Year 2018

การกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์
ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญามหาบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(รองศาสตราจารย์ ดร.นเรศ เชื้อสุวรรณ)
ประธานกรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์)
กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ประพัฒน์ เป็นตามวา)
กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม)

(รองศาสตราจารย์ ดร.ประหยัด โภคฐิติยุกต์)
กรรมการ

(ศาสตราจารย์ ดร.สันติ แม้นศิริ)
รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและพัฒนาความเป็นสากล

(อาจารย์ ดร.ชลาลัย หาญเจนลักษณ์)
คณบดีสำนักวิชาสาธารณสุขศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

มุจรินทร์ บุญเสริฐ : การกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ (HYDROGEN CYANIDE AND HYDROGEN SULFIDE GASES REMOVAL BY DUAL FIXED-FILM BIOSCRUBBER) อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์, 163 หน้า.

การศึกษานี้เป็นการประยุกต์ใช้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่เพื่อกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) และไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) โดยใช้จุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 เป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารในกลุ่มไซยาไนด์ และ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 เป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถย่อยสลายสารในกลุ่มซัลไฟด์ โดยเบื้องต้นดำเนินการศึกษาความสามารถของจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มในการย่อยสลายก๊าซพิษแต่ละชนิด ลำดับต่อมาเป็นการศึกษาผลของพารามิเตอร์ที่มีความเหมาะสมกับระบบโดยการ แปรผันความเข้มข้นของก๊าซ อัตราการไหลของก๊าซรวม ความสูงของตัวกลาง และระยะเวลา ในการกักเก็บ การศึกษาลำดับสุดท้ายเป็นการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบโดยการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง 72 ชั่วโมงซึ่งเลือกสภาวะที่เหมาะสมจากการทดลองที่ผ่านมา จากการศึกษาพบว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารมลพิษในรูปของก๊าซได้ ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิดของระบบสูงกว่าเป็นร้อยละ 90 การศึกษาเพื่อหาพารามิเตอร์ที่มีความเหมาะสมของระบบพบว่าความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดอยู่ที่ 15 ppm อัตราการไหลของก๊าซรวม 204 มิลลิลิตร/นาที ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตรและระยะเวลาในการกักเก็บ 132 วินาที การศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดของระบบพบว่าอัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ และประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซสูงสุดของระบบ สำหรับก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับ 15.60 กรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง, 15.06 กรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง คิดเป็นร้อยละ 98 และสำหรับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่ากับ 88.70 กรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง, 86.85 กรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมงคิดเป็นร้อยละ 99 ตามลำดับ การศึกษาสมดุลมวล (mass balance) พบว่าปริมาณมวลที่เข้าและออกจากระบบมีความแตกต่างกันคือปริมาณมวลของก๊าซที่เข้าระบบ (mass in) มีค่ามากกว่าปริมาณผลิตภัณฑ์ที่ออกจากระบบ (mass out) อาจเนื่องจากการใช้แร่ธาตุในการเจริญเติบโตสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์จึงทำให้เกิดการสะสมภายในเซลล์จุลินทรีย์และในระบบ นอกจากนี้หลังจากการเดินระบบเสร็จสิ้นไปเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมงได้นำตัวกลางพอลิโพรไพลีนไปทำการศึกษาลักษณะภายนอกของชั้นฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์แต่ละชนิดโดยใช้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscope, SEM) พบว่า

จุลินทรีย์มีการสร้างชั้นฟิล์มชีวภาพ และสามารถเกาะตัวอยู่ได้ในสภาวะที่ระบบดำเนินการกำจัดก๊าซพิษทั้งสองชนิด

สาขาวิชามลพิษสิ่งแวดล้อมและความปลอดภัย
ปีการศึกษา 2561

ลายมือชื่อนักศึกษา____________________
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา________________
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม_____________

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

MUTCHARIN BUNSERT : HYDROGEN CYANIDE AND HYDROGEN SULFIDE GASES REMOVAL BY DUAL FIXED- FILM BIOSCRUBBER. THESIS ADVISOR : ASSIST. PROF. SIRAPORN POTIVICHAYANON, Ph.D., 163 PP.

HYDROGEN CYANIDE / HYDROGEN SULFIDE / GASES REMOVAL / DUAL FIXED- FILM BIOSCRUBBER

In this study, a dual fixed-film bioscrubbers was applied for hydrogen cyanide (HCN) and hydrogen sulfide (H_2S) gases removal. A mixed culture of *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 as a group of hydrogen cyanide (HCN) degrading bacteria whereas A mixed culture of *Acinetobacter* sp. MU1_03 and *Alcaligenes faecalis* MU2_03 as a group of hydrogen sulfide (H_2S) degrading bacteria. The preliminary experiment was set to study elimination capacity of microorganism to degrade hydrogen cyanide and hydrogen sulfide gases. Second experiments were set to study optimum operating parameter such as the height of packing media, mixed-gases flow rate and empty bed retention time. After that, the optimum efficiency of dual fixed-film bioscrubber system in long-term operation was studied for 72 hrs. The results showed that these bacteria exhibited the efficiency of the efficiency more than 90% gases removal. The suitable operating parameters were 16 cm of packing media height, 204 ml/min of mixed-gases flow rate, and 132 sec of empty bed retention time. The optimum efficiency of dual fixed-film bioscrubber were 96% hydrogen cyanide gas removal and 98% hydrogen sulfide gas removal when gases loading rate and gases eliminate capacity of hydrogen cyanide were 15.60 $g/m^3 \cdot h$ and

15.06 g/m^3·h and that of hydrogen sulfide were 88.70 g/m^3·h, 86.85 g/m^3·h, respectively. Mass balance study found mass in more than mass out due to the microorganisms use the mineral form by-product for growth and produced new cells, it cause to mineral accumulation in microorganism cells. In addition, polypropylene packing media was studied for microbial biofilm characterizations by Scanning Electron Microscopy. The result showed the microorganism formed biofilm and attached to surfaces of packing media and continued grows to biofilm in toxic gases condition.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

School of Environmental health and safety — Student's Signature____________

Academic year 2018 — Advisor's Signature____________

Co-Advisor's Signature____________

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์สำเร็จลุล่วงด้วยดี ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ บุคคล และกลุ่มบุคคลต่างๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา แนะนำช่วยเหลือ อย่างดียิ่ง ทั้งในด้านวิชาการ และด้านการดำเนินการวิจัย ดังต่อไปนี้

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ประพัฒน์ เป็นตามวา อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นเรศ เชื้อสุวรรณ อาจารย์ประจำสาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม ที่กรุณาดูแลเอาใจใส่ ให้ความรู้ ให้คำปรึกษา และคำแนะนำต่างๆ ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

ขอขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร.ประหยัด โภคฐิติยุกต์ มหาวิทยาลัยมหิดล กรรมการการสอบวิทยานิพนธ์ ที่ให้คำแนะนำในการแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการอนามัยสิ่งแวดล้อม และห้องปฏิบัติการกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่ให้ความช่วยเหลือในการดำเนินการวิจัย และการทำปฏิบัติการเป็นอย่างดี

ขอขอบพระคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีที่ให้การสนับสนุนทุนในการศึกษาวิจัยเป็นอย่างดี

และสุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบคุณ บิดา มารดา ที่อบรมเลี้ยงดู และส่งเสริมการศึกษามาโดยตลอด และขอขอบคุณทุกๆคนในครอบครัว ที่คอยห่วงใยดูแลและให้กำลังใจตอลอดมาจนทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิตตลอดมา

มุจรินทร์ บุญเสริฐ

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย)....................ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ)....................ข
กิตติกรรมประกาศ....................ค
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ....................ง
สารบัญ....................ซ
สารบัญตาราง....................ฉ
สารบัญรูป....................ญ

บทที่

1 บทนำ....................1
1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหา....................1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย....................2
1.3 ขอบเขตการวิจัย....................3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ....................3

2 วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง....................4
2.1 ไซยาไนด์ (Cyanide)....................4
2.2 ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide)....................16
2.3 หลักการเบื้องต้นของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ....................24
2.4 ระบบบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยกระบวนการทางชีวภาพ....................29
2.5 ระบบถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบคู่....................40
2.6 หลักการทำงานของระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่....................43
2.7 ฟิล์มชีวภาพ (Bio-film)....................45
2.8 กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy; SEM) ... 49
2.9 ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์....................52

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3 วิธีดำเนินการวิจัย 56

3.1 สารเคมี 57

3.2 อุปกรณ์ 58

3.3 อาหารเลี้ยงเชื้อ 63

3.4 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ (Inoculation) 64

3.5 การศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Microorganism growth curve) 65

3.6 การตรึงเซลล์ (Immobilized cell) 65

3.7 การเดินระบบ 67

3.8 การวิเคราะห์ผล 74

3.9 วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ในการศึกษา 78

4 ผลการศึกษาและการวิเคราะห์ผล 80

4.1 การศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Growth curve) 80

4.2 การศึกษาแบบอไบโอติก (Abiotic) 87

4.3 การศึกษาเบื้องต้น 92

4.4 การศึกษาการกำจัดก๊าซของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ 100

4.5 การศึกษาสมดุลมวลของระบบ (Mass balance) 107

4.6 การศึกษาการถ่ายภาพชั้นฟิล์มชีวภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด 113

5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ 117

รายการอ้างอิง 121

ภาคผนวก 130

ภาคผนวก ก. วิธีวิเคราะห์พามิเตอร์ต่างๆ 130

ภาคผนวก ข. กราฟมาตรฐาน 138

ภาคผนวก ค. การเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์บนตัวกลางโพลิโพรไพลีน (Polypropylene; pp) 142

ภาคผนวก ง. รายละเอียดของจุลินทรีย์ 146

ภาคผนวก จ. งานวิจัยที่ได้รับการตีพิมพ์ 151

ประวัติผู้เขียน 163

สารบัญตาราง

ตารางที่ **หน้า**

2.1 ระดับความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์และระยะเวลาการรับสัมผัส 11
2.2 ข้อดีและข้อเสียของกระบวนต่างๆในการบำบัดไซยาไนด์ 13
2.3 ระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์และผลกระทบที่เกิดขึ้นกับร่างกาย..................18
2.4 ขีดจำกัดความเข้มข้นในการตรวจวัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของแต่ละวิธีการ 21
2.5 การย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ในจุลินทรีย์กลุ่ม Chemoautotroph.................................23
2.6 ชนิดของตัวรับและให้อิเล็กตรอนของปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นในจุลินทรีย์ 25
2.7 ความแตกต่างของตัวรับอิเล็กตรอนตัวให้อิเล็กตรอนและสารผลิตภัณฑ์สุดท้ายปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจน 27
2.8 ความแตกต่างของความชื้นของตัวกลางแต่ละชนิด 36
2.9 กลุ่มของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารองค์ประกอบของไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ 39
2.10 ข้อแตกต่างของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ...40
2.11 ค่ามาตรฐานของไซยาไนด์ในแหล่งน้ำผิวดิน 53
2.12 ค่ามาตรฐานของไซยาไนด์ในน้ำบริโภค 53
2.13 ค่ามาตรฐานของไซยาไนด์ในน้ำทิ้งอุตสาหกรรม 53
2.14 ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ในดินตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 25 (พ.ศ. 2547)...54
2.15 ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ในสถานประกอบการ 54
2.16 ค่ามาตรฐานไฮโดรเจนซัลไฟด์...55
3.1 สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง 57
3.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย 58
3.3 ระยะเวลาเวลาการเก็บตัวอย่างในการศึกษาแบบอไบโอติก 70
3.4 ค่าพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับการเดินระบบ.. 71
3.5 ช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างในการศึกษาแบบไบโอติค..72
3.6 ช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างในการศึกษาสภาวะที่เหมาะในการกำจัดก๊าซของระบบ 73

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่ หน้า

3.7 การแปรผันปัจจัยในการศึกษาสภาวะที่เหมาะในการกำจัดก๊าซของระบบ 73
3.8 ช่วงเวลาการตรวจวัดพารามิเตอร์ต่างๆในการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ (Optimum capacity) 74
3.9 การวิเคราะห์ตัวอย่าง 79
4.1 ลักษณะทางกายภาพภายนอกของโคโลนีจุลินทรีย์แต่ละชนิด..80
4.2 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์แต่ละชนิดระหว่างการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Growth curve)..84
4.3 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์แต่ละชนิดแบบรวมกลุ่มระหว่างการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Growth curve)...84
4.4 น้ำหนักแห้งของเซลล์ระหว่างการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในช่วง log-phase..87
4.5 ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นระหว่างการเดินระบบแบบอไบโอติก (abiotic)..................................88
4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบระหว่างการศึกษาแบบอไบโอติก (abiotic)..................88
4.7 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ระหว่างการศึกษาเบื้องต้น 90
4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบระหว่างการศึกษาเบื้องต้น 90
4.9 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อนและหลังการศึกษาเบื้องต้น 91
4.10 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร 94
4.11 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร 94
4.12 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อนและหลังการเดินระบบ ความเข้มข้นของก๊าซ และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร...95
4.13 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 96
4.14 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 96

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่ **หน้า**

4.15 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อนและหลังการเดินระบบ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 97
4.16 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร 98
4.17 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร 99
4.18 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อนและหลังการเดินระบบ ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร 99
4.19 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิไดซ์ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 100
4.20 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ15 ppmและความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 101
4.21 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อนและหลังการเดินระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 101
4.22 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบเมื่อแปรผันความเข้มข้นของก๊าซระหว่าง 5 และ15 ppm ที่ความสูงของตัวกลางระหว่าง 16 และ 24 เซนติเมตร 103
4.23 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิไดซ์ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ระหว่างช่วงการศึกษาการเดินระบบเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง 106
4.24 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด 106
4.25 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด 107
4.26 สมดุลมวลของไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 5 ppm 108
4.27 สมดุลมวลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 5 ppm 108
4.28 สมดุลมวลของไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 15 ppm 109
4.29 สมดุลมวลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 15 ppm 109
4.30 สมดุลมวลของไฮโดรเจนไซยาไนด์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด 111
4.31 สมดุลมวลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด 111

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่ **หน้า**

4.32 มวลที่สะสมในระบบและจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ทั้งหมดในแต่ละการทดลอง 111
4.33 น้ำหนักเซลล์จุลินทรีย์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด..116

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญรูป

รูปที่ หน้า

2.1 องค์ประกอบของไซยาไนด์.....5
2.2 รูปของไซยาไนด์ที่พบได้ทั่วไป.....7
2.3 ปฏิกิริยาในการย่อยสลายไซยาไนด์ทั้งสี่ปฏิกิริยา.....14
2.4 การย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสภาวะต่าง ๆ.....22
2.5 องค์ประกอบพื้นฐานสำคัญของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ.....25
2.6 กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษโดยใช้จุลินทรีย์.....30
2.7 ระบบกรองชีวภาพแบบพื้นฐาน.....31
2.8 องค์ประกอบของระบบกรองชีวภาพ (Biofilter).....33
2.9 แสดงความแตกต่างของชนิดวัสดุและความดันลดที่เกิดขึ้น.....36
2.10 องค์ประกอบของระบบไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubber).....37
2.11 ระบบบำบัดที่ทำงานร่วมกันแบบสองระบบ คือระบบโปรยกรองชีวภาพและระบบกรองชีวภาพ.....41
2.12 ระบบ Biotrickling filter แบบ 2 ถังปฏิกรณ์.....42
2.13 แบบจำลองการถ่ายเทมลพิษ.....44
2.14 การดูดซึมและการดูดติดผิวภายในระบบกรองชีวภาพ.....46
2.15 กล้องจุลทรรศน์ (Polarizing microscope).....50
2.16 องค์ประกอบของกล้อง SEM.....51
2.17 สัญญาณที่เกิดจากลำแสงอิเล็กตรอนเข้าสู่ตัวอย่าง.....52
3.1 ขั้นตอนการศึกษาวิจัย.....56
3.2 Dual fixed-film bioscrubber column.....59
3.3 Gas mixing chamber (a), Flow meter (b).....60
3.4 HCN gas cylinder.....60
3.5 H2S gas cylinder.......61
3.6 HCN gas detector.....61
3.7 H2S gas detector.....62

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่ **หน้า**

3.8 รูปแบบของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ 62
3.9 ตัวกลางพอลิโพรไพลีนที่ใช้ในการศึกษา 66
3.10 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ใน Erlenmeyer flask 66
3.11 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ระหว่างการตรึงเซลล์ (Cell immobilization) 67
3.12 คอลัมน์ระบบไบโอสครับเบอร์ที่ใช้ในการศึกษา 68
3.13 ส่วนกระจายน้ำของคอลัมน์ระบบไบโอสครับเบอร์ 68
3.14 ปั๊มวัดอัตราการไหล (Peristaltic pump) 69
3.15 รูปแบบของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ที่ใช้ในการเดินระบบ 69
3.16 จุดเก็บตัวอย่างสารตั้งต้นและผลิตภัณฑ์สำหรับการศึกษาสมดุลมวล 76
4.1 ลักษณะทางกายภาพภายนอกของจุลินทรีย์ Agrobacterium tumefaciens SUTS 1 81
4.2 ลักษณะทางกายภาพภายนอกของจุลินทรีย์ Pseudomonas monteilii SUTS 2 81
4.3 ลักษณะทางกายภาพภายนอกของจุลินทรีย์ Acinetobacter sp. MU1_03 82
4.4 ลักษณะทางกายภาพภายนอกของจุลินทรีย์ Alcaligenes faecalis MU2_03 82
4.5 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซยาไนด์....................85
4.6 การเจริญเติบโต(Growth curve) ของจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์....................86
4.7 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์แต่ละชนิดแบบร่วมกลุ่ม 86
4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบ (RE) ระหว่างการศึกษาแบบอไบโอติก(abiotic) และไบโอติค (biotic) 92
4.9 ความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการกา จัด (by-product) ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ความเข้มข้นระหว่าง 5 และ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร 103
4.10 ความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการกา จัด (by-product) ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ความเข้มข้นระหว่าง 5 และ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร 104
4.11 ภาพถ่ายพื้นผิวของตัวกลางที่ไม่มีการเกาะของชั้นฟิล์มชีวภาพที่กำลังขยาย 5,000 เท่า...114
4.12 ภาพถ่ายฟิล์มชีวภาพหลังจากเดินระบบ 72 ชม ของกลุ่มจุลินทรีย์ที่กำจัดก๊าซ ไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า 114

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่ **หน้า**

4.13 ภาพถ่ายฟิล์มหลังจากเดินระบบ 72 ชม ของกลุ่มจุลินทรีย์ที่กำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่กำลังขยาย 2,500 เท่า 115

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

HCN	=	Hydrogen cyanide
CN^-	=	Cyanide ion
KCN	=	Potassium cyanide
H_2S	=	Hydrogen sulfide
cm	=	Centimeter
m	=	Meter
ppm	=	Part per million
ppmv	=	Part per million by volume
mmHg	=	Millimeter mercury
mg/m^3	=	Milligram per cubic meter
$mg/m^3/h$	=	Milligram per cubic meter per hour
m^3/s	=	Cubic meter per second
m^3/min	=	Cubic meter per minute
ml	=	Milliliter
L	=	Liter
ml/min	=	Milliliter per minute
g	=	Gram
mg	=	Milligram
°C	=	Degree celsius
min	=	Minute
s	=	Second
hrs	=	Hours
µg	=	Microgram
µmol	=	Micromolar
$\mu g/m^3$	=	Microgram per cubic meter
$\mu mol/m^3$	=	Micromolar per cubic meter
g/mol	=	Gram per molar

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

mV	=	Millivolt
kHz	=	Kilohertz
CFU	=	Colony forming unit
CFU/ml	=	Colony forming unit per milliliter
sp.	=	Species
psi	=	Pound per square inch
rpm	=	Round per minute
AEGL	=	Acute Exposure Guideline Level
GC	=	Gas chromatography
HPLC	=	High performance liquid chromatography
GLR	=	Gas loading rate
GEC	=	Gas eliminate capacity
RE	=	Removal efficiency
%	=	Percentage

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 1
บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) และ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H2S) เป็นก๊าซที่มีความเป็นพิษ ไม่มีสี มีกลิ่นเฉพาะตัวของก๊าซแต่ละชนิด และนอกจากนี้ก๊าซทั้งสองชนิดยังส่งผลกระทบต่อสุขภาพของผู้รับสัมผัสและอาการแสดงซึ่งมีความคล้ายคลึงกันคือ ส่งผลกระทบต่อระบบประสาท ซึ่งก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) พบได้มากในกระบวนการทำเหมืองทองในขั้นตอนการสกัดทองออกจากแร่อื่น ๆ อุตสาหกรรมการชุบโลหะที่ใช้ไซยาไนด์ในกระบวนการผลิต กระบวนการผลิตสารกำจัดศัตรูพืชและกระบวนการในการผลิตแป้งมันสำปะหลัง เป็นต้น (Environmental protection agency, 2001) ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H2S) เป็นก๊าซที่สามารถเกิดขึ้นได้เองตามธรรมชาติ เช่นในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน การระเบิดของภูเขาไฟ หรือ ในน้ำพุร้อน เป็นต้น และเกิดจากการดำเนินกิจกรรมของมนุษย์ เช่น ในกระบวนการผลิตยางพาราที่ใช้สารเคมีซึ่งมีส่วนประกอบของกำมะถัน กระบวนการฟอกเยื่อกระดาษ หรือกระบวนการในการฟอกสีพรม หรือแม้กระทั่งในกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ (United Nation Environment program, 2003) ซึ่งสามารถพบก๊าซทั้งสองกระจายตัวอยู่ร่วมกันในกระบวนการผลิตจากอุตสาหกรรมบางประเภท เช่น กระบวนการปิโตรเคมี บริเวณระบบบำบัดน้ำเสีย กระบวนการผลิตสารเคมี หรือแม้กระทั่งอาจพบในกระบวนการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ เป็นต้น (Ebb, 2004)

ก๊าซพิษทั้งสองชนิดเป็นองค์ประกอบที่สามารถรับสัมผัสได้ทั้งการกลืนกินเข้าไป การหายใจ และการสัมผัสทางผิวหนัง ซึ่งการรับสัมผัสผ่านทางระบบทางเดินหายใจเป็นระบบที่เกิดผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตได้เร็วที่สุดเนื่องจากก๊าซพิษจะสามารถเข้าไปแทนที่ออกซิเจนในการจับกับเม็ดเลือดแดง ซึ่งทำให้ร่างกายของสิ่งมีชีวิตสามารถดูดซึมเข้าสู่อวัยวะเป้าหมายได้เร็วกว่าระบบทางเดินอาหารและผิวหนัง (Environmental protection agency, 2001) โดยผลกระทบที่เกิดขึ้นเมื่อร่างกายรับสัมผัสก๊าซทั้งสองชนิดเข้าไปจะมีอาการที่คล้ายกัน คือมีผลต่อระบบประสาท ระบบหลอดเลือดหัวใจกัดกร่อนระบบทางเดินหายใจ และมีผลต่อปอด เช่น การหายใจเอาก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่มีความเข้มข้น 30 ppm เข้าไปสามารถทำให้เสียชีวิตได้ และที่ความเข้มข้น 2.5 ppm เป็นระยะเวลา 10 นาที อาจทำให้เกิดอาการปวดศีรษะ คลื่นไส้ อาเจียนได้ (Ebb, 2004) ส่วนการหายใจเอาก๊าซ

ไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 10-50 ppm อาจทำให้เกิดอาการปวดศีรษะ คลื่นไส้ อาเจียน เสียชีวิตได้เช่นกัน (United Nation Environment program, 2003)

กระบวนการในการบำบัดก๊าซทั้งสองชนิดมีหลายกระบวนการด้วยกัน ไม่ว่าจะเป็นกระบวนการทางกายภาพ เคมีและเคมีชีวภาพ ซึ่งกระบวนการดังกล่าวมีค่าใช้จ่ายในการควบคุมระบบค่อนข้างสูง และต้องใช้ผู้เชี่ยวชาญในการดูแลและควบคุมระบบ (Dash et al., 2009) ซึ่งกระบวนการในการบำบัดก๊าซทั้งสองชนิดด้วยวิธีการทางชีวภาพจึงเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจในการบำบัดก๊าซทั้งสองชนิด เนื่องจากกระบวนการทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่มีค่าใช้จ่ายในการควบคุมระบบต่ำกว่ากระบวนการทางกายภาพเคมีและกระบวนการทางเคมีชีวภาพ และเป็นกระบวนการหนึ่งที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม (Kennes et al., 2009) ซึ่งการใช้กระบวนการทางชีวภาพโดยการใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลาย (biodegradation) และลดความเป็นพิษ (reduce toxicity) ของสารมลพิษร่วมกับการใช้ระบบบำบัดที่มีความเหมาะสมจะช่วยให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น ดังนั้นเพื่อศึกษาความสามารถของจุลินทรีย์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์และประสิทธิภาพของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่จึงทำการศึกษาวิจัยเชิงทดลองโดยการแปรผันปัจจัยต่าง ๆ ที่มีความสำคัญสำหรับระบบบำบัดมลพิษอากาศไม่ว่าจะเป็นความเข้มข้นของก๊าซ ความสูงของตัวกลางและระยะเวลาในการกักเก็บ เป็นต้น เพื่อใช้เป็นทางเลือกในปรับปรุงและการประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดมลพิษอากาศที่ใช้ในกระบวนการทางอุตสาหกรรมปัจจุบัน

1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย

การศึกษาการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ มีวัตถุประสงค์ดังนี้

1.2.1 เพื่อศึกษาความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ของจุลินทรีย์แบบรวมกลุ่ม (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 สำหรับกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และ *Acinetobacter* sp. MU1_03, *Alcaligenes faecalis* MU2_03 สำหรับกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์)

1.2.2 เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีความสำคัญและประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่โดยตัวกลางพอลิโพร-ไพลีน ด้วยจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, *Acinetobacter* sp. MU1_03และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03

1.3 ขอบเขตของงานวิจัย

1.3.1 การวิจัยนี้เป็นการศึกษาการย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์รูปของก๊าซโดยกระบวนการชีวภาพโดยจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 ซึ่งมีความสามารถในการย่อยสลายสารประกอบในกลุ่มไซยาไนด์ และจุลินทรีย์ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ซึ่งมีความสามารถในการย่อยสลายสารประกอบในกลุ่มซัลไฟด์

1.3.2 ระบบบำบัดที่ใช้คือระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ ซึ่งทำการแยกจุลินทรีย์ออกเป็นสองกลุ่มและแยกจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มให้อยู่ต่างคอลัมน์ เพื่อให้จุลินทรีย์ทำการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ตามลำดับ

1.3.3 สำหรับตัวกลางที่ใช้เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะที่ผิวของตัวกลางใช้ตัวกลางพลาสติกชนิดพอลิโพรไพลีน และทำการแปรผันความสูงของตัวกลางเพื่อศึกษาผลของความสูงของตัวกลางที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด

1.3.4 ดำเนินการเดินระบบแบบอนุกรมอย่างต่อเนื่อง ตรวจวัดความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ วิเคราะห์หาปริมาณความเข้มข้นของ แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรท-ไนโตรเจน ไนไตรท์-ไนโตรเจน ไซยาไนด์ตกค้าง (residual cyanide; CN^-) ซัลเฟตที่เหลืออยู่ในอาหารเหลว (buffer media) และการคำนวณสมดุลมวลระหว่างปริมาณของก๊าซที่เข้าระบบและปริมาณของผลิตภัณฑ์สุดท้ายที่ได้ระหว่างการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิด เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิด รวมไปถึงการวิเคราะห์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ด้วยวิธี plate count technique ถ่ายภาพชั้นฟิล์มชีวภาพหลังการเดินระบบด้วยกล้องจุลทรรศน์แบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy, SEM) เพื่อศึกษาลักษณะของชั้นฟิล์มที่เกาะบนตัวกลาง

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

สามารถนำความรู้ที่ได้ไปประยุกต์ใช้ได้จริงในกระบวนการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ หรือสารมลพิษอื่น ๆ ในอุตสาหกรรม กิจกรรมต่าง ๆ ที่มีสารมลพิษเกิดขึ้น และใช้เป็นแนวทางในการปรับปรุงระบบบำบัดสารมลพิษและกลิ่นได้ในอนาคตต่อไป

บทที่ 2
วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การทบทวนทฤษฎีที่เกี่ยวข้องในการศึกษาวิจัยครั้งนี้เน้นการศึกษาหัวข้อเกี่ยวกับคุณสมบัติของสารมลพิษแต่ละชนิด กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษด้วยวิธีทางชีวภาพและปัจจัยที่เกี่ยวข้องสำหรับการออกแบบระบบในการบำบัดมลพิษอากาศ ซึ่งประกอบไปด้วย ข้อมูลเกี่ยวกับไซยาไนด์ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ หลักการเบื้องต้นของการบำบัดทางชีวภาพ หลักการทำงานของระบบบำบัดมลพิษอากาศ และข้อมูลเกี่ยวกับฟิล์มชีวภาพ เป็นต้น

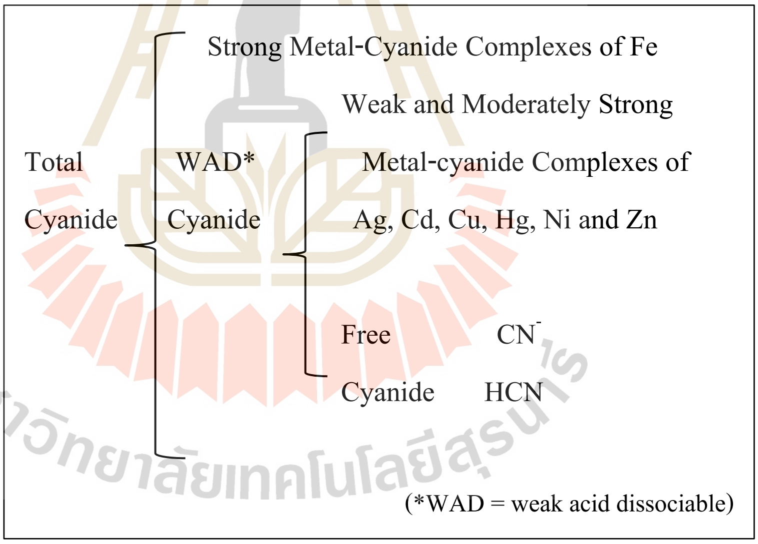
2.1 ไซยาไนด์ (Cyanide)

สารประกอบไซยาไนด์เป็นผลิตภัณฑ์ที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในเชิงพาณิชย์ เช่นในสหรัฐอเมริกา ใช้เกลือไซยาไนด์ในการสกัดทองออกจากแร่อื่น ๆ คิดเป็นปริมาณที่ใช้ 200 ล้านปอนด์ต่อปี หรือประมาณ 90.91 ล้านกิโลกรัมต่อปี นอกจากนี้ยังใช้ในอุตสาหกรรมการชุบโลหะ กระบวนการในการผลิตแผ่นอลูมิเนียม กระบวนการผลิตสแตนเลส อุตสาหกรรมปิโตรเคมี อุตสาหกรรมการผลิตพลาสติก ไนลอน ยางสังเคราะห์ อุตสาหกรรมในการผลิตสารเคมีต่าง ๆ อุตสาหกรรมภาพถ่าย อุตสาหกรรมการผลิตเหล็ก การทำเหมืองทองคำ หรือแม้แต่การปลดปล่อยออกมาในกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง เป็นต้น ซึ่งจากการประกอบกิจกรรมต่างทำให้เกิดมลพิษในรูปของน้ำเสีย ของเสีย และปล่อยออกสู่บรรยากาศในรูปของก๊าซปริมาณมาก มีผลทำให้เกิดการปนเปื้อน สะสมในน้ำ และดินได้ ซึ่งไซยาไนด์ที่รู้จักกันโดยทั่วไปเป็นสารเคมีที่มีความเป็นพิษสูง หากได้รับสัมผัสอาจทำให้ตายได้ ในปีค.ศ. 1782 นักเคมีชาวสวีเดนชื่อ Carl Wilhelm Seheele ค้นพบสารที่ไม่ติดไฟ เมื่อละลายน้ำจะทำให้เกิดกรดก๊าซ หลังจากนั้นจึงสามารถระบุได้ในภายหลังว่าเป็น ไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) เมื่อให้ความร้อนแก่ไซยาไนด์ที่เป็นของแข็งในสารละลายกรดซัลฟิวริก จะทำให้เกิดสารประกอบกรดชนิดหนึ่งขึ้นซึ่งเรียกกันทั่วไปว่า “Prussian Blue Acid” เนื่องจากได้สารละลายที่มีลักษณะสีฟ้าอ่อน ๆ และต่อมา Guy Lussac ได้กำหนดองค์ประกอบของก๊าซไซยาไนด์ คือประกอบด้วย 1 โมเลกุลของ คาร์บอน (C) ไฮโดรเจน (H) และไนโตรเจน(N) ซึ่งแต่ละธาตุรวมกันได้เป็นก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Dzombak, Rajat, George and Wong, 2006) ในศตวรรษที่ 20 ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) ถูกใช้ในสงครามโลกครั้งที่ 2

2.1.1 โครงสร้างทางเคมีของไซยาไนด์

องค์ประกอบของไซยาไนด์ประกอบไปด้วยคาร์บอน (C) 1 อะตอม และไนโตรเจน (N) 1 อะตอมเชื่อมกันด้วยพันธะสาม (-C≡N) ซึ่งเป็นองค์ประกอบที่พบได้ทั่วไปและองค์ประกอบที่มีความเป็นพิษมากที่สุดจะพบในรูปของไฮโดรเจนไซยาไนด์ (H-C≡N) โดยเป็นองค์ประกอบที่อยู่ในรูปของก๊าซที่ความดันและอุณหภูมิห้อง สามารถละลายน้ำได้ดีที่ค่าความเป็นกรดเบสของน้ำสูงกว่า 10

ไซยาไนด์สามารถเป็นได้ทั้งสารประกอบอินทรีย์และอนินทรีย์ ซึ่งสารประกอบอนินทรีย์เกิดขึ้นได้หลายองค์ประกอบด้วยกัน เช่น อยู่ในรูปของสารประกอบโลหะและเกลือไซยาไนด์ (NaCN), โพแทสเซียมไซยาไนด์ (KCN) และรวมไปถึงสารประกอบที่มีความซับซ้อน เช่น เฟอร์ริกเฟอร์โลร์ไซยาไนด์ ($Fe_4(Fe(CN)_6)_3$ หรือที่เรียกกันทั่วไปว่า Prussian Blue Acid (Dzombak et al., 2006) ไซยาไนด์สามารถแบ่งได้เป็น 3 องค์ประกอบคือ (1) ไซยาไนด์ที่เป็นองค์ประกอบทั้งหมด (total cyanide) (2) องค์ประกอบของไซยาไนด์ที่เป็นกรดอ่อน (weak acid dissociable, WAD) และ (3) ไซยาไนด์ที่เป็นองค์ประกอบแบบอิสระ (free cyanide) ดังแสดงในรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 องค์ประกอบของไซยาไนด์ (Botz, 2001)

2.1.2 รูปของไซยาไนด์ที่พบได้ทั่วไป

1) ไซยาไนด์ในรูปของก๊าซ

ไซยาไนด์ในรูปของก๊าซที่พบได้ทั่วไปประกอบไปด้วยสามองค์ประกอบคือ ไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) ไซยาโนเจนคลอไรด์ (CNCl) และไซยาโนเจนโบรไมด์ (CNBr) ซึ่ง ไซยาโนเจนคลอไรด์ และไซยาโนเจนโบรไมด์พบได้จากระบบบำบัดน้ำเสีย ส่วนไฮโดรเจนไซยาไนด์พบได้จากน้ำเสียที่ปล่อยออกมาและจากน้ำชะขยะในเขตโรงงานอุตสาหกรรม ไฮโดรเจนไซยาไนด์

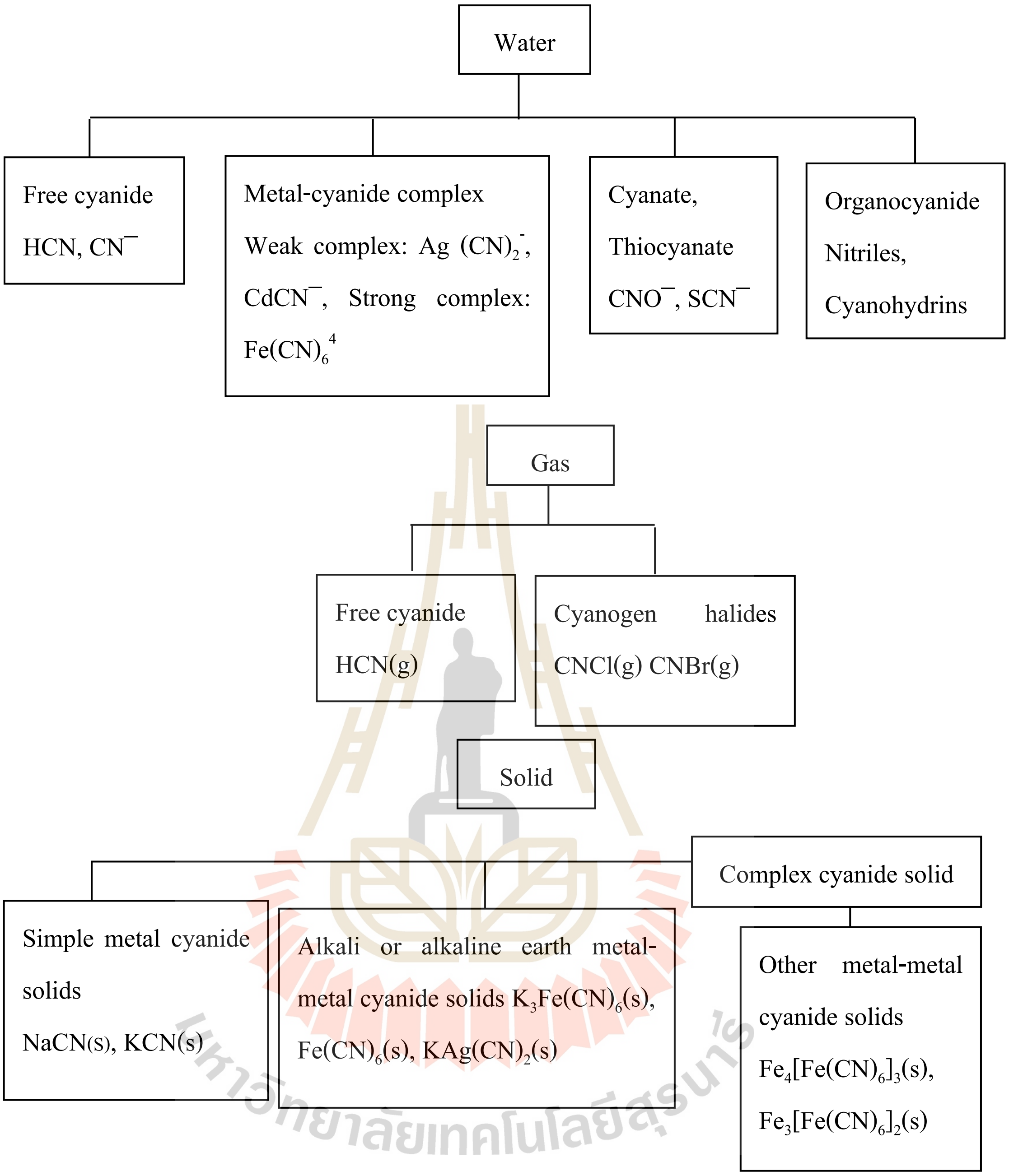
เป็นก๊าซที่ไม่มีสี มีกลิ่น เป็นองค์ประกอบที่มีความเป็นพิษสูงสำหรับมนุษย์ สามารถละลายน้ำได้ดี ทำให้น้ำมีสภาวะเป็นกรดเล็กน้อย ไฮโดรเจนไซยาไนด์สามารถอยู่ในรูปของก๊าซได้เมื่อค่าความเป็นกรดเบสของของเหลวต่ำกว่า 9 ซึ่งก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) CNCl และCNBr เป็นก๊าซที่เป็นอันตรายสำหรับมนุษย์ เมื่อได้รับผ่านทางระบบทางเดินหายใจ หรือการดูดซึมเข้าไป ซึ่งองค์ประกอบของก๊าซทั้งสามชนิดสามารถละลายน้ำได้และสามารถย่อยสลายในน้ำได้ด้วยกระบวนการไฮโดรไลซีส (hydrolysis) ในสภาวะที่ค่าความเป็นกรดเบสสูง ซึ่งกระบวนการไฮโดรไลซีสสามารถเกิดขึ้นได้เร็วเมื่อมีคลอรีนอิสระ หรือซัลเฟตในน้ำ จะเกิดได้เมื่อค่าความเป็นกรดเบสของน้ำมากกว่า 10 ซึ่งสำหรับ CNCl และ CNBr จะใช้เวลาในการเกิดกระบวนการไฮโดรไลซีสนาน 20 ถึง 40 นาที ซึ่งผลิตภัณฑ์ที่ได้คือไซยาเนตไอออน (CNO^-) คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย (Dzombak et al., 2006)

2) ไซยาไนด์ในรูปของของเหลว

ไซยาไนด์ในรูปของของเหลวสามารถแบ่งออกได้เป็น 4 กลุ่มด้วยกันดังแสดงในรูปที่ 2.2 คือ ไซยาไนด์อิสระ ไซยาไนด์องค์ประกอบในรูปของเหล็ก ไซยาไนด์ในกลุ่มของไทโอไซยาเนต และองค์ประกอบในกลุ่มของออกาโนไซยาไนด์ ซึ่งไซยาไนด์อิสระมักจะอยู่ในรูปของไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) และไซยาไนด์แอนไอออน (CN^-) ไซยาไนด์ในรูปของโลหะมักเกิดจากการรวมตัวของไซยาไนด์แอนไอออนกับ อาร์เซนิก (As) เหล็ก (Fe) และแคดเมียม (Cd) ส่วนไซยาเนต และไธโอไซยาเนต เกิดจากการเปลี่ยนรูปของไซยาไนด์อิสระ (HCN) รวมตัวกับองค์ประกอบของซัลไฟด์และไซยาไนด์ในรูปของออกาโนไซยาไนด์เกิดจากการรวมตัวของไซยาไนด์กับสารประกอบในกลุ่มของไฮโดรคาร์บอน

3) ไซยาไนด์ในรูปของของแข็ง

ไซยาไนด์ในรูปของของแข็งจะแสดงอยู่ในรูปของโลหะไซยาไนด์ ซึ่งโลหะสามารถเกิดปฏิกิริยาได้กับไซยาไนด์ทำให้เกิดไซยาไนด์ในรูปของโลหะได้หลายองค์ประกอบ และไซยาไนด์ในรูปของของแข็งสามารถแบ่งได้โดยทั่วไปเป็น 2 ชนิด คือ โลหะไซยาไนด์ในกลุ่มที่ไม่ซับซ้อน เป็นกลุ่มที่สามารถละลายน้ำ และกลุ่มของโลหะไซยาไนด์ในกลุ่มที่มีความซับซ้อน เป็นกลุ่มที่สามารถละลายน้ำได้แต่ละลายน้ำได้ยาก ดังแสดงในรูปที่ 2.2



มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รูปที่ 2.2 รูปของไซยาไนด์ที่พบได้ทั่วไป (Dzombak et al., 2006)

2.1.3 ไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Hydrogen Cyanide, HCN)

ไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นองค์ประกอบของไซยาไนด์ที่ไม่มีสี หรือเป็นสีฟ้าอ่อน ๆ ในรูปของของเหลวและก๊าซ เกิดปฏิกิริยาได้เร็ว มีกลิ่นฉุน (bitter almonds) มีความเป็นพิษสูงทั้งในรูปของก๊าซ และของเหลว ไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นสารประกอบที่มีความเป็นกรดเล็กน้อย มีค่า pKa เท่ากับ 9.2 ซึ่งไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) และไซยาไนด์ไอออน (CN^-) สามารถเปลี่ยนรูปอยู่ได้ในทั้งสองรูปขึ้นอยู่กับค่าความเป็นกรดเบสและอุณหภูมิ ส่วนใหญ่ใช้ในกระบวนการผลิตเส้นใย

ไนลอน พลาสติก และในกระบวนการรมควัน ซึ่งสามารถพบได้ทั่วไปในธรรมชาติ เช่น ในหัวมันสำปะหลังชนิดขมมีไซยาไนด์ในรูปของไฮโดรเจนไซยาไนด์ ซึ่งสามารถเป็นสารระเหยได้ ส่วนไฮโดรเจนไซยาไนด์สามารถเกิดขึ้นได้ในกระบวนการผลิตด้านอุตสาหกรรม ในธรรมชาติ กระบวนการเผาไหม้ หรือแม้กระทั่งในควันบุหรี่ เป็นต้น

ข้อมูลทางเคมี และกายภาพ (Environmental protection agency, 2001)

ชื่อพ้อง	ฟอโมไนไตร์ ไฮโดรไซยาไนด์ กรดเปอร์เซีย
สูตรโมเลกุล	HCN
โครงสร้าง	H-C≡N
น้ำหนักโมเลกุล	27.03 กรัม/โมล
หมายเลข CAS	70-90-8
สภาวะทางกายภาพ	ก๊าซ ของเหลว
สี	สถานะก๊าซไม่มีสี
	สถานะของเหลว สีน้ำเงิน-ขาว
การละลายน้ำ	ละลายน้ำได้ดี
ความดันไอ	807 mmHg ที่ 27 องศาเซลเซียส
ความหนาแน่นของไอ (อากาศ = 1)	0.941
ความหนาแน่นของของเหลว (น้ำ = 1)	0.687
จุดหลอมเหลว	-13.4 องศาเซลเซียส
จุดเดือด	25.6 องศาเซลเซียส
กลิ่น	กลิ่นฉุน (Bitter almond)
การแปลงหน่วย	1 ppm = 1.10 mg/m^3
	1 mg/m^3 = 0.91 ppm
การละลาย	ละลายได้ดีใน เอทานอล อีเทอร์

2.1.3.1 ความคงตัวของปฏิกิริยา

- ความคงตัวทางเคมี : ไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นสารประกอบที่มีความเสถียรมากในสภาวะที่ไม่มีความชื้น แต่หากมีความชื้นจะเกิดการสลายตัวอย่างช้า ๆ อยู่ในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ซึ่งเป็นก๊าซพิษ

- สารที่เข้ากันไม่ได้ : ไฮโดรเจนไซยาไนด์ไม่สามารถรวมตัวได้กับสารที่เป็นกรดเข้มข้น สารออกซิไดซ์ที่รุนแรง สารอัลคาไลน์ และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งหากสารเหล่านี้ทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนไซยาไนด์จะทำให้มีความเป็นพิษสูง และไวไฟ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

- สภาวะที่ควรหลีกเลี่ยง : สภาวะที่ควรหลีกเลี่ยงของไฮโดรเจนไซยาไนด์คือสภาวะที่มีความร้อนซึ่งสภาวะดังกล่าวอาจทำให้ไฮโดรเจนไซยาไนด์เกิดการระเบิด และการเผาไหม้ได้ โดยสภาวะที่มีความชื้นอาจทำให้เกิดไอระเหยของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่มีความเป็นพิษสูง

- การสลายตัวเนื่องจากความร้อน : การสลายตัวของไฮโดรเจนไซยาไนด์ด้วยความร้อนจะทำให้เกิดฟูมและออกไซด์ของไนโตรเจน

ที่มา : ศูนย์ข้อมูลวัตถุอันตราย (2001)

2.1.3.2 ความเป็นพิษ

ไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) เป็นองค์ประกอบที่มีความเป็นพิษสูงที่สุด เนื่องจากไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นองค์ประกอบที่มีโครงสร้างโมเลกุลขนาดเล็ก มีความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาได้อย่างรวดเร็ว เป็นองค์ประกอบที่ไม่มีประจุจึงทำให้มีความสามารถในการละลายน้ำได้สูง สามารถดูดซึมสู่ผิวหนังได้เร็วและสามารถดูดซึมเข้าสู่กระแสเลือดได้อย่างรวดเร็ว ไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นสารที่มีความเป็นพิษต่อระบบประสาท สามารถยับยั้งการทำงานของเอนไซม์ไซโตโครมออกซิเดสซึ่งเป็นเอนไซม์ที่ใช้ในกระบวนการทำงานของระบบประสาท และขัดขวางการใช้ออกซิเจนของเซลล์ ซึ่งสามารถแบ่งการได้รับเข้าสู่ร่างกายดังนี้ คือ

1) ทางการหายใจ: ไฮโดรเจนไซยาไนด์มีฤทธิ์กัดกร่อนระบบทางเดินหายใจซึ่งมีผลในการยับยั้งการทำงานของเซลล์ที่เกี่ยวกับการหายใจ อาจทำให้ระบบเลือด ระบบประสาทส่วนกลางและต่อมไทรอยด์เกิดการทำงานผิดปกติ อาจทำให้เกิดอาการปวดศีรษะ อ่อนเพลีย เวียนศีรษะ คลื่นไส้ และอาเจียน เกิดอาการหัวใจเต้นช้า กล้ามเนื้อหดเกร็งอย่างรุนแรง หมดสติ โคม่าและอาจเสียชีวิตได้ในที่สุด

2) ทางปาก: เนื่องจากไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นสารที่มีความเป็นพิษสูง มีฤทธิ์กัดกร่อนอวัยวะที่เกี่ยวกับระบบในการย่อยอาหาร อาจทำให้ปาก และหลอดอาหารเป็นแผลไหม้ ปวดท้อง หากกลืนกินเข้าไปในปริมาณมาก จะทำให้หมดสติทันที และตายได้เนื่องจากระบบหายใจหยุดทำงาน หรือทำงานช้าลง

3) ทางผิวหนัง: การสัมผัสถูกผิวหนัง สารนี้มีฤทธิ์กัดกร่อน อาจทำให้เกิดอาการอักเสบและผิวไหม้อย่างรุนแรง สารนี้สามารถซึมผ่านผิวหนังได้และเกิดอาการคล้ายคลึงกับการสัมผัสทางการหายใจ

4) สัมผัสถูกตา: การสัมผัสสารนี้ทางตาจะทำให้เกิดอาการตาแดง เจ็บตา การมองเห็นพร่ามัว และทำลายดวงตาในที่สุด

5) สารก่อมะเร็ง: การสัมผัสเรื้อรัง การสัมผัสสารนี้เป็นเวลานานอาจทำให้ผิวหนังเกิดอาการผื่นแดงและเจ็บจมูก สารนี้มีฤทธิ์ทำลายเลือด ระบบประสาทส่วนกลาง ระบบหลอดเลือดหัวใจ ต่อมไทรอยด์ (Environmental protection agency, 2001)

2.1.3.3 ผลกระทบต่อมนุษย์

ไฮโดรเจนไซยาไนด์ถูกดูดซึมเข้าสู่ร่างกายของมนุษย์ได้ทุกเส้นทาง ไม่ว่าจะเป็นทางการกลืนกิน การหายใจ และการดูดซึมทางผิวหนัง ซึ่งส่งผลให้เกิดการยับยั้งการหายใจในระดับเซลล์ เนื่องจากไฮโดรเจนไซยาไนด์สามารถขัดขวางการใช้ออกซิเจนในระดับเซลล์และไฮโดรเจนไซยาไนด์ยังมีผลต่อการทำงานของระบบหลอดเลือดหัวใจ โดยทำให้การทำงานของระบบหลอดเลือดหัวใจทำงานได้ไม่เต็มที่ หรือขัดขวางการทำงานของระบบหลอดเลือดหัวใจ จากการศึกษาพบว่าผลกระทบที่เกิดขึ้นเกิดจากการรับสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์จากการประกอบอาชีพ เช่น ในกระบวนการเคลือบโลหะ การทำเหมือง กระบวนการผลิตเส้นใยไนลอนและกระบวนการผลิตเกี่ยวกับพืชที่มีองค์ประกอบของไซยาไนด์ เช่นมันสำปะหลัง การผลิตอาหารที่ใช้เมล็ดอัลมอนด์ เป็นต้น

Chandra และคณะ (1980) ได้ทำการศึกษาผลกระทบของการได้รับสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์ ในกระบวนการชุบโลหะ โดยศึกษาในกลุ่มตัวอย่างที่เป็นผู้ชายจำนวน 23 คนด้วยกัน ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างเลือดและปัสสาวะและทำการศึกษาระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนไซยาไนด์ในพื้นที่ในการปฏิบัติงาน พบว่าบริเวณที่มีการประกอบกิจกรรมความเข้มข้นของไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับ 0.8 mg/m^3 ส่วนในบริเวณพื้นที่ทั่วไปพบความเข้มข้นของไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับ 0.2 mg/m^3 และจากการศึกษายังพบว่าผู้ปฏิบัติงานในกระบวนการชุบโลหะที่มีระดับของ ไทโอไซยาเนตในเลือดความเข้มข้นที่สูงกว่าคนปกติ และทำให้เจ็บป่วยจากการได้รับพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ตามมาอีกด้วย

Blanc, Hogan และ Mallin (1985) ทำการสำรวจความเข้มข้นของไฮโดรเจนไซยาไนด์ในกระบวนการแยกธาตุเงิน เพื่อศึกษาผลกระทบต่อสุขภาพที่เกิดขึ้นจากการรับสัมผัสสารไฮโดรเจนไซยาไนด์ในกระบวนการผลิต ซึ่งทำการตรวจวัดความเข้มข้นของไฮโดรเจนไซยาไนด์ในช่วงระยะเวลาหลังจากหยุดกิจกรรมในการทำงานเป็นเวลา 24 ชั่วโมง พบว่าความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 15 ppm และทำการศึกษาผลของการเจ็บป่วยจากการรับสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์ จากรายงานความเจ็บป่วยที่พบบ่อยแสดงให้เห็นว่า คนงานมีอาการปวดศีรษะ คลื่นไส้ อาเจียน ตาบอด รับประทานอาหารน้อยลง ผิวหนังมีผื่น สูญเสียระบบประสาทในการรับรส เป็นต้น

ซึ่งจากการศึกษาข้อมูลความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ทำให้ทางอเมริกาได้แนะนำระดับความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ หรือเรียกอีกค่าหนึ่งว่า AEGLValues (Acute Exposure Guideline Level) ดังแสดง ตามตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ระดับความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์และระยะเวลาการรับสัมผัส

การเกิดผลกระทบ	ระดับความเป็นพิษตามระยะเวลาในการรับสัมผัส				
	10 นาที	30 นาที	1 ชั่วโมง	4 ชั่วโมง	8 ชั่วโมง
AEGL-1 (ไม่เกิดผลกระทบ) (ส่วนในล้านส่วน[มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร])	2.5 [2.8]	2.5 [2.8]	2.0 [2.2]	1.3 [1.4]	1.0 [1.1]
AEGL-2 (เริ่มเกิดผลกระทบ) (ส่วนในล้านส่วน[มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร])	17 [19]	10 [11]	7.1 [7.8]	3.5 [3.9]	2.5 [2.8]
AEGL-3 (เกิดผลกระทบ) (ส่วนในล้านส่วน[มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร])	27 [30]	21 [23]	15 [17]	8.6 [9.7]	6.6 [7.3]

1 ส่วนในล้านส่วน (ppm) = 1.10 มิลลิกรัม / ลูกบาศก์เมตร

ที่มา: Environmental protection agency (2001)

โดย AEGL-1: คือระดับความเข้มข้นของสารในอากาศ ซึ่งคาดว่าผู้ที่ได้รับผลกระทบจะเกิดความไม่สบาย การระคายเคือง หรือผลกระทบที่ไม่แสดงอาการ อย่างไรก็ตามผลกระทบจะไม่ก่อให้เกิดการพิการและเกิดเพียงชั่วคราว รวมทั้งกลับเป็นปกติได้หากหยุดการรับสัมผัส (ปวดศีรษะ อาเจียน วิงเวียนศีรษะ หายใจติดขัด)

AEG-2: คือความเข้มข้นของสารในอากาศ ซึ่งคาดว่าผู้ที่ได้รับผลกระทบจะเกิดผลกระทบต่อสุขภาพที่ไม่สามารถกลับเป็นปกติได้หรือความรุนแรงเกิดเป็นระยะเวลานาน (ผลกระทบต่อระบบประสาทส่วนกลาง ผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ ระบบหลอดเลือดหัวใจ)

AEGL-3: คือความเข้มข้นของสารในอากาศ ซึ่งคาดผู้ที่ได้รับผลกระทบจะเกิดความไม่สบาย การระคายเคือง หรือผลกระทบที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ หรือเสียชีวิตได้

2.1.3.4 ผลกระทบต่อสัตว์

Dudley, Sweeney และMiller (1942) ได้ทำการศึกษาความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ในสุนัข พบว่าสุนัขที่ได้รับไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 30-65 ppm ทำให้สุนัขเกิดอาการ คลื่นไส้ เกิดอาการชักกระตุก และตายในที่สุด Higgins และคณะ (1972) ทำการศึกษาความ

เป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ในหนูที่ความเข้มข้น 280, 357, 368, 583 และ 690 ppm พบว่าเมื่อหนูได้รับไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นเวลา 20 นาที สามารถทำให้ตายได้ทุกความเข้มข้น และพบว่าค่า LC_{50} ที่ระยะเวลาสัมผัส 5 นาทีคือที่ความเข้มข้น 503 ppm นอกจากนี้ Purser (1984) ทำการศึกษาความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ในลิงโดยใช้ความเข้มข้นที่ 60 ppm นาน 30 นาที พบว่าทำให้เกิดผลกระทบต่อระบบประสาทส่วนกลาง และทำให้เกิดสภาวะขาดออกซิเจนของร่างกาย นอกจากนี้ไฮโดรเจนไซยาไนด์ยังมีผลกระทบต่อสัตว์น้ำได้อีกด้วย คือทำให้สัตว์น้ำเกิดสภาวะขาดออกซิเจนและตายในที่สุด (Environmental protection agency, 2001)

2.1.4. วิธีการวิเคราะห์ไซยาไนด์

วิธีการหลัก ๆ โดยทั่วไปที่ใช้วิเคราะห์ไซยาไนด์มีอยู่ด้วยกัน 3 วิธีคือ การไทเทรต (Titrimetric method) การสร้างสี (Colorimetric method) และการตรวจวัดด้วยอิเล็กโทรด (Cyanide ion-selective electrode method) ซึ่งวิธีการไทเทรตและการเทียบสี เป็นวิธีการที่กำหนดไว้โดย U.S.EPA Standard method (APHA/AWWA/WEF) และ ASTM (American Society for Testing and Materials) และ การตรวจวัดด้วยอิเล็กโทรดเป็นอีกวิธีใน Standard method (APHA / AWWA / WEF)

1) การไทเทรต (Titrimetric method) เป็นวิธีการที่ใช้สารละลายที่มีความเป็นเบส เช่น NaOH ในการดูดซับไซยาไนด์ในรูปของไซยาไนด์ไอออน (CN^-) และนำมาไทเทรตกับสารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรท ($AgNO_3$) ซึ่งไอออนไซยาไนด์จะทำปฏิกิริยากับซิลเวอร์ ไนเตรทได้เป็นสารประกอบเชิงซ้อน $Ag(CN^-)$ ทำให้เปลี่ยนสีอินดิเคเตอร์จากสีเหลืองไปเป็นสีชมพูอมส้มโดยความเข้มข้นของไซยาไนด์ที่ได้จะเท่ากับปริมาณของซิลเวอร์ไนเตรทที่ทำการไทเทรต และนำไปคำนวณตามสูตรการคำนวณ ซึ่งวิธีการไทเทรตจะเหมาะกับความเข้มข้นของไซยาไนด์ในช่วงความเข้มข้นระหว่าง 0.1 – 10 มิลลิกรัมต่อลิตร

2) การสร้างสี (Colorimetric method) เป็นวิธีการที่ใช้สารละลายเบสทำการดูดซับไซยาไนด์ไว้ แล้วทำปฏิกิริยากับสารประกอบคอลามีน-ที (Chloramine-T) จะได้เป็นไซยาไนด์ในรูปของ CNCl เป็นสารประกอบสีแดงอมฟ้า แล้วนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตร-โฟโตรมิเตอร์ (Spectrophotometer) ใช้ความยาวคลื่นที่ 578 นาโนเมตร วิธีการสร้างสีจะต้องทำกราฟมาตรฐานเพื่อหาความเข้มข้นของตัวอย่างที่ต้องการวิเคราะห์จากกราฟ ซึ่งช่วงกราฟความเข้มข้นที่เหมาะสมกับวิธีการสร้างสีควรอยู่ในช่วง 0.02 – 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร

3) การตรวจวัดด้วยอิเล็กโทรด (Cyanide ion-selective electrode method) เป็นวิธีการที่จะต้องมีอิเล็กตรอนที่มีความจำเพาะกับไซยาไนด์ในแต่ละรูป เช่น CN^- จะต้องมีอิเล็กโทรดที่สามารถตรวจวัดที่จำเพาะกับ CN^- ซึ่งจะทำการวัดค่าความเข้มข้นของไซยาไนด์ในสารละลายดูดซับที่เป็นเบส และต้องมีกราฟความเข้มข้นของไซยาไนด์ในรูปของกราฟลอกกาลิทึมในช่วงความ

เข้มข้น 0.05–10 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งค่าความเข้มข้นที่วัดได้จะแปลงออกมาในรูปของกระแสไฟฟ้าที่เครื่องอ่านได้ในหน่วยมิลลิโวลต์ (mV)

2.1.5 กระบวนการในการบำบัดไซยาไนด์

ปัจจุบันกระบวนการในการบำบัดไซยาไนด์ที่นิยมกันทั่วไปคือกระบวนการสะเทินให้เป็นกลางด้วยสารประกอบคลอรีน (alkaline chlorination) และกระบวนการออกซิเดชันโดยกระบวนทางชีวภาพ ซึ่งกระบวนการดังกล่าวมีความสามารถในการบำบัดได้ดีกับไซยาไนด์ในรูปอิสระ (free cyanide) เช่น HCN CN^- และไซยาไนด์ที่รวมตัวกับกลุ่มโลหะหนักที่มีพันธะไม่แข็งแรง ในกระบวนการบำบัดไซยาไนด์ส่วนใหญ่มีค่าใช้จ่ายสูงในส่วนของสารเคมี ซึ่งแต่ละกระบวนการในการบำบัดไซยาไนด์ต่างมีข้อดีและข้อเสียที่แตกต่างกันดังแสดงในตารางที่ 2.2 ขึ้นอยู่กับความเป็นกรดที่เกิดขึ้นกับไซยาไนด์ในรูปของของเสีย และโครงสร้างของไซยาไนด์ที่เกิดกับองค์ประกอบอื่น ๆ ซึ่งสารเคมีในการบำบัดของเสียไซยาไนด์ที่นิยมใช้กันโดยทั่วไปคือคลอรีน หรือไฮโปรคลอไรด์ ซึ่งการใช้สารเคมีดังกล่าวทำให้เกิดสารประกอบไซยาไนด์ในรูปของไซยาโนเจนคลอไรด์ และได้เป็นเกลือไซยาเนตที่มีความเป็นพิษน้อย แต่มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดของเสียที่เกิดขึ้น และค่าสารเคมีค่อนข้างสูง นอกจากกระบวนการที่กล่าวมาแล้วมีกระบวนการอื่น ๆ ในการบำบัดสารประกอบไซยาไนด์ เช่นกระบวนการออกซิเดชันด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยมีคอปเปอร์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา การออกซิไดซ์ด้วยโอโซน (Ozonation) และการทำลายโครงสร้างโดยใช้เซลล์ไฟฟ้า (electrolytic decomposition) ซึ่งอย่างไรก็ตามกระบวนการข้างต้นเป็นกระบวนการที่ต้องอาศัยเครื่องมือและอุปกรณ์ที่มีความจำเพาะ ผู้ควบคุมดูแลที่มีความชำนาญสูง (Dash et al,. 2009)

ตารางที่ 2.2 ข้อดีและข้อเสียของกระบวนต่าง ๆ ในการบำบัดไซยาไนด์

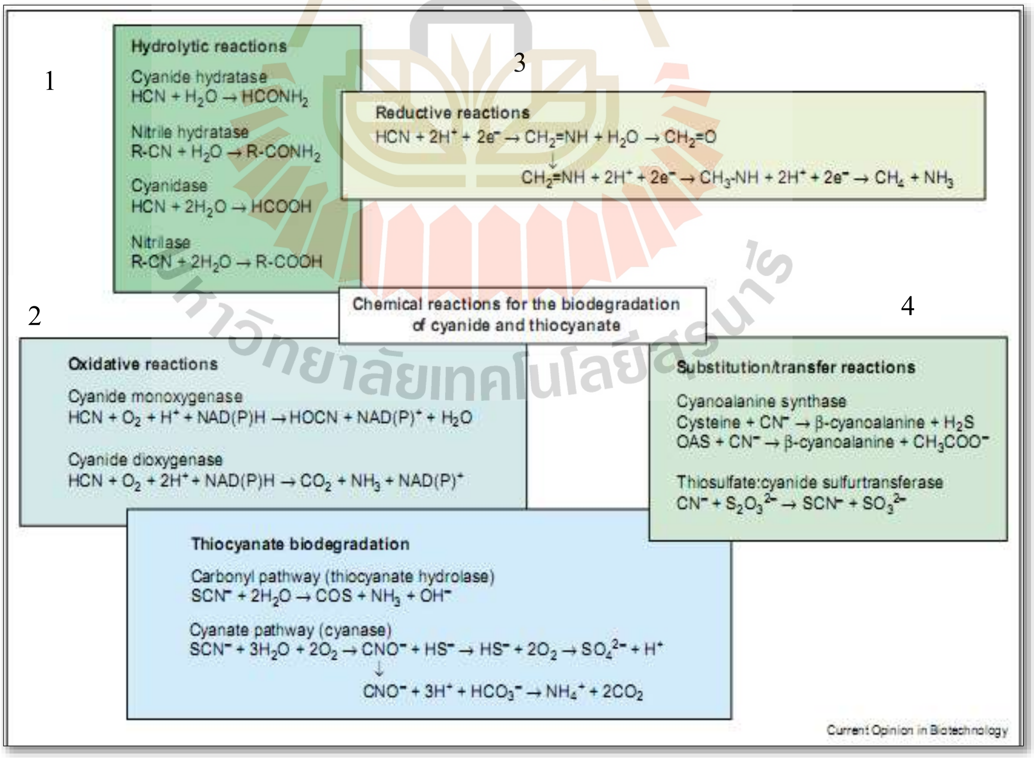
กระบวนการบำบัด	ข้อดี	ข้อเสีย
Biological oxidation	ใช้กระบวนการทางธรรมชาติในการลดความเป็นพิษของไซยาไนด์ ไม่ใช้สารเคมี ไม่ทำให้เกิดของเสียที่เป็นพิษ และเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม	ต้องการผู้เชี่ยวชาญในการควบคุมดูแล มีข้อจำกัดเมื่อใช้ในการบำบัดที่มีความเข้มข้นสูง ๆ
Alkaline chlorination	เป็นกระบวนการที่นิยมใช้กันทั่วไป มีความเป็นพิษน้อย	เกิดสารประกอบของคลอรีน และของเสียที่เป็นพิษ
Hydrogen peroxide	สารเคมีส่วนเกินจะถูกย่อสลายให้เป็นโมเลกุลน้ำและออกซิเจน ไม่ทำให้เกิดสารประกอบในกลุ่มไธโอไซยาเนต	สารเคมีมีราคาสูง เกิดของเสียที่มีความเป็นพิษ
Ozonation	สามารถทำลายโครงสร้างของโมเลกุลไซยาไนด์ให้อยู่ในรูปสารประกอบอื่น ๆ	ทำให้เกิดสารประกอบแอมโมเนีย ค่าใช้จ่ายสูง

ที่มา : Dash และคณะ (2009)

2.1.6 การย่อยสลายไซยาไนด์โดยกระบวนการทางชีวภาพ

กระบวนการในการย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์โดยกระบวนการทางชีวภาพเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่ใช้ในการบำบัดไซยาไนด์เนื่องจากเป็นกระบวนการที่มีค่าใช้จ่ายไม่สูง และที่สำคัญเป็นกระบวนการที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม เนื่องจากกระบวนการทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่ต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์จึงต้องมีการควบคุมปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อมภายนอกซึ่งช่วยให้การย่อยสลายสารมีประสิทธิภาพมากขึ้น เช่น การควบคุมทางด้านกายภาพ (Botz, 2001) คือ อุณหภูมิ เนื่องจากมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และการทำงานของเอนไซม์ของจุลินทรีย์ ซึ่งช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมในการย่อยสลายของจุลินทรีย์ควรอยู่ในช่วง 20-40 องศาเซลเซียส และความสามารถในการเผาผลาญสารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งโดยทั่วไปพบว่าการย่อยสลายไซยาไนด์จะพบในสิ่งมีชีวิต 2 กลุ่มด้วยกันคือ แบคทีเรียและฟังไจ(Ebb, 2004) เนื่องจากในสิ่งมีชีวิตสองกลุ่มนี้มีเอนไซม์ที่สามารถทำลายโครงสร้างของโมเลกุลของสารประกอบไซยาไนด์ให้อยู่ในรูปของสารประกอบอื่น ๆ ที่มีความเป็นพิษน้อยลง

ปฏิกิริยาหลัก ๆ ในการย่อยสลายไซยาไนด์อยู่ประกอบด้วย 4 ปฏิกิริยาคือ ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolysis reaction) ปฏิกิริยาออกซิเดชัน (Oxidation reaction) ปฏิกิริยารีดักชัน (Reduction reaction) และการแทนที่ (Substitution/transfer) (Ebbs, 2004) ดังแสดงในรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 ปฏิกิริยาในการย่อยสลายไซยาไนด์ปฏิกิริยา (1) Hydrolysis reaction, (2) Oxidation reaction, (3) Reduction reaction, (4) Substitution/transfer

นอกเหนือไปจากกระบวนการทั้งสี่กระบวนการแล้วประเด็นที่สำคัญของกระบวนการทางชีวภาพคือ ปัจจัยภายนอก ได้แก่ ปริมาณออกซิเจน ความเป็นกรดเบสและความเข้มข้นของไซยาไนด์ เนื่องจากปัจจัยเหล่านี้มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ใช้ในกระบวนการบำบัด

1) ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolysis reaction) เป็นกระบวนการที่อาศัยตัวเร่งปฏิกิริยาเป็นเอนไซม์ที่ได้จากจุลินทรีย์ เช่น ไซยาไนด์ไฮเดรต ฟอร์มาไมด์ หรือไซยาไนด์เดสเอนไซม์ในกลุ่มไซยาไนด์ไฮเดรต (Barclay, Day, Thompson, Knowles and Bailey, 2002) สามารถพบได้ทั่วไป ใน *Escherichia coli* และ *Fusarium lateritilium* โดยจุลินทรีย์ในกลุ่มนี้จะย่อยสลายไซยาไนด์โดยอาศัยเอนไซม์และน้ำ ในการย่อยสลายไซยาไนด์จะได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายเป็นสารกลุ่มฟอร์เมทและแอมโมเนีย โดยปกติแล้วกระบวนการไฮโดรไลติกต้องทำให้องค์ประกอบของไซยาไนด์ละลายน้ำ ซึ่งไซยาไนด์สามารถละลายน้ำได้ดีในช่วงค่าความเป็นกรดเบสที่สูง คือความเป็นกรดเบสประมาณ 10 หากในน้ำมีค่าความเป็นกรดเบสน้อยกว่า 9 จะทำให้ไซยาไนด์อยู่ในรูปของสารระเหยทำให้การละลายน้ำของไซยาไนด์เกิดขึ้นได้ยาก ซึ่งในกระบวนการทางธรรมชาติเกิดขึ้นได้ยาก กระบวนการไฮโดรไลติกจึงไม่เป็นที่นิยมมากนักในปัจจุบัน

2) ปฏิกิริยาออกซิเดชัน (Oxidations reaction) โดยทั่วไปจะใช้จุลินทรีย์ทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์ (Oxidize) สารประกอบไซยาไนด์ให้อยู่ในรูปของแอมโมเนียและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยเอนไซม์ไซยาไนด์โมโนออกซิจิเนส (cyanide monooxygenase) จะเปลี่ยนไซยาไนด์ ให้อยู่ในรูปของไซยาเนต (cyanate) และหลังจากนั้นเอนไซม์ไซยาเนต จะทำการเปลี่ยนไซยาเนตให้อยู่ในรูปของแอมโมเนียและคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเอนไซม์ไซยาเนตพบได้ทั่วไปในจุลินทรีย์ เชื้อรา พืช และสัตว์ เช่นพบในจุลินทรีย์กลุ่ม *E. coli, Pseudomonas* sp., และ *Bacillus pumilius* สำหรับเอนไซม์ไซยาไนด์โมโนออกซิจิเนส (cyanide monooxygenase) พบได้ในจุลินทรีย์บางกลุ่ม เช่น *Alcaligenes xylosooxidans* และ *Pseudomonas fluorescens*. (Raybuck, 1992) การบำบัดไซยาไนด์โดยทั่วไปนิยมใช้กระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation) โดยจุลินทรีย์เนื่องจากสามารถควบคุมปัจจัยภายนอกต่าง ๆ ได้ง่ายกว่ากระบวนการอื่น ๆ เช่น อุณหภูมิ ความเป็นกรดเบสและปริมาณออกซิเจน เนื่องจากจุลินทรีย์ที่ใช้สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาพแวดล้อมทั่วไป

3) ปฏิกิริยารีดักชัน (Reduction reaction) เป็นกระบวนการย่อยสลายไซยาไนด์ในสภาวะแบบไร้อากาศ (anaerobic condition) โดยจะอาศัยเอนไซม์ไนโตรจีเนส (nitrogenase) ซึ่งจะพบได้ในจุลินทรีย์บางกลุ่ม เช่น *Rhodopseudomonas gelatinosa* และ *Klebsiella oxytoca* (Dhillon and Shivaraman., 1999) ซึ่งหลังจากทำการย่อยสลายโดยเอนไซม์ไนโตรจีเนสแล้วจะทำให้ได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายเป็น แอมโมเนียและมีเทน ซึ่งจากกระบวนการดังกล่าวทำให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพจากของเสียที่มีไซยาไนด์ได้โดยกระบวนการรีดักชัน (Reduction) แต่เนื่องจากกระบวนการ

ดังกล่าวเป็นกระบวนการที่ใช้สภาวะไร้อากาศจึงทำให้การควบคุมระบบทำได้ยากกว่ากระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation)

4) กระบวนการแทนที่ (Substitution/transfer) เป็นกระบวนการที่รวมการทำงานของเอนไซม์ไนติเลส (nitrilase) และเบต้า-ไซยาโนอะลานีนซินเทส (β-cyanoalanine synthase) ซึ่งเอนไซม์เบต้า-ไซยาโนอะลานีนซินเทสจะเปลี่ยน สารประกอบไซยาไนด์อะลานีน (cyanide alanine) ไปเป็นแอสพาราจีน ดังแสดงในรูป 2.3 ซึ่งกระบวนการในการแทนที่เป็นกระบวนการที่มีความซับซ้อนและยุ่งยากจึงไม่เป็นที่นิยมในการบำบัดไซยาไนด์โดยกระบวนการทางชีวภาพ

2.2 ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide)

ไฮโดรเจนซัลไฟด์ หรือที่รู้จักกันโดยทั่วไปในชื่อของ กรดไฮโดรซัลฟูริก (hydro sulfulic acid) ก๊าซที่เกิดจากระบบการทำงานในตับ (hepatic gas) ก๊าซท่อระบายน้ำ (stink damp) ซัลเฟอร์-ไฮไดร์(sulfur hydride) ไดไฮโดรเจนโมโนซัลไฟด์(dihydrogen monosulfide) ไดไฮโดรเจนซัลไฟด์ (dihydrogen sulfide) ก๊าซท่อระบายน้ำ (sewer gas) ซึ่งมีสูตรโครงสร้างที่รู้จักกันโดยทั่วไปคือ H−S−H (Zhang et al., 2008)

ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่ไม่มีสี เป็นพิษและเป็นก๊าซไวไฟ มีกลิ่นคล้ายไข่เน่า (rotten egg) มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 34.08 ความดันไอเท่ากับ 21.9 องศาเซลเซียส หรือ 1,929 ปาสคาล มีแรงดึงภายในโมเลกุลน้อยจึงมีความสามารถในการละลายน้ำได้ดีที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส หรือ 1 กรัมไฮโดรเจนซัลไฟด์ในน้ำ 242 มิลลิลิตร ทำให้น้ำมีความเป็นกรดเกิดการกัดกร่อนในเส้นท่อได้ หรือที่เรียกกันทั่วไปว่าก๊าซท่อระบายน้ำ(sewer gas) นอกจากนี้ไฮโดรเจนซัลไฟด์ยังสามารถละลายได้ใน แอลกอฮอล์ อีเทอร์ กลีเซอรอล น้ำมันเบนซิน น้ำมันก๊าด น้ำมันดิบและคาร์บอนไดซัลไฟด์ ซึ่งไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถเคลื่อนที่ได้เมื่อสัมผัสกับความชื้นในดิน เคลื่อนที่ลงสู่แหล่งธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมได้ มีสถานะเป็นก๊าซที่อุณหภูมิ และความดันห้อง สามารถถูกออกซิไดซ์ให้กลายเป็นก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ และกรดซัลฟิวริก

ไฮโดรเจนซัลไฟด์จะประกอบด้วย ไฮโดรเจน (H) สองอะตอมและเชื่อมกับซัลไฟด์ (S) หนึ่งอะตอมด้วยพันธะเดี่ยว เป็นก๊าซที่มีองค์ประกอบหลัก ๆ อยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) เมทิล เมอแคปเทน (CH_3SH) ไดเมททิล ซัลไฟด์ ($(CH_3)_2S$) และไดเมททิล ไดซัลไฟด์ ($(CH_3)_2S_2$) ซึ่งแต่ละองค์ประกอบล้วนมีความเป็นพิษ (Park et al., 2002)

ข้อมูลทางกายภาพ

สูตรโมเลกุล	H_2S
โครงสร้าง	H-S-H
น้ำหนักโมเลกุล	34.08 กรัม/โมล

สภาวะทางกายภาพ	ก๊าซ
สี	สถานะก๊าซไม่มีสี
การละลายน้ำ	ละลายได้ดีในน้ำ
ความดันไอ	1740 mmHg ที่ 21 องศาเซลเซียส
จุดหลอมเหลว	-82 องศาเซลเซียส
จุดเดือด	-61 องศาเซลเซียส
กลิ่น	ไข่เน่า (rotten egg)

2.2.1 แหล่งกำเนิดไฮโดรเจนซัลไฟด์

ไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิดขึ้นได้ทั้งจากการทำกิจกรรมของมนุษย์และเกิดขึ้นเองโดยธรรมชาติ ซึ่งคิดเป็นร้อยละ 90 ของไฮโดรเจนซัลไฟด์ทั้งหมดในบรรยากาศ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในธรรมชาติเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนรีดิวซ์ซัลเฟตและสารประกอบที่มีองค์ประกอบของซัลเฟตและไฮโดรเจนซัลไฟด์ยังมีความเชื่อมโยงกับก๊าซตั้งต้นที่เกิดในน้ำมันดิบ ก๊าซธรรมชาติ ก๊าซจากภูเขาไฟ และน้ำพุร้อน หรือแม้กระทั่งในน้ำใต้ดิน ไฮโดรเจนซัลไฟด์ถูกปล่อยจากหลุมฝังกลบของขยะมูลฝอยและหลุมฝังกลบถ่านหินที่เสื่อมสภาพในภาวะที่มีออกซิเจนไม่เพียงพอ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ยังถูกปลดปล่อยออกจากพืชบางชนิดเนื่องจากเป็นผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายซัลเฟอร์ การปลดปล่อยไฮโดรเจนซัลไฟด์บนพื้นโลกคิดเป็น 53–100 ล้านตันซัลเฟอร์ต่อปี (Jensen and Webb, 1995) และถูกปล่อยจากทะเลคิดเป็น 27–150 ล้านตันซัลเฟอร์ต่อปี นอกจากนี้ไฮโดรเจนซัลไฟด์อาจเกิดขึ้นได้จากกิจกรรมของมนุษย์ด้เช่นกัน ปฏิกิริยาจากการเจือจางกรดซัลฟิวริก การให้ความร้อนด้วยไอน้ำกับซัลเฟอร์ ไฮโดรเจนและพาราฟีน กระบวนการผลิตกระดาษซึ่งทำให้เกิดซัลไฟด์ในรูปของกรดซัลฟิวริกและสารอนินทรีย์ซัลไฟด์ กระบวนการใช้สารกำจัดศัตรูพืชในกิจกรรมการเกษตรและการหมักของ xanthates เพื่อใช้ในกิจกรรมการทำเหมืองแร่ การรั่วไหลของไฮโดรเจนซัลไฟด์อาจเกิดขึ้นได้จากหลุมฝังกลบซึ่งเป็นอีกแหล่งหนึ่งที่มีความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีความเข้มข้นสูง เป็นต้น (Lomans and Pol, 2002)

2.2.2 การเคลื่อนที่ การแพร่กระจายและการเปลี่ยนรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสิ่งแวดล้อม

เมื่อไฮโดรเจนซัลไฟด์ถูกปล่อยออกสู่บรรยากาศจะสามารถละลายได้ทั้งในน้ำและน้ำมัน ซึ่งทำให้ไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถแพร่กระจายไปสู่น้ำผิวดิน น้ำใต้ดิน ในดินที่มีความชื้นและเคลื่อนที่ไปตามเส้นทางที่มีความชื้น ไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถเคลื่อนที่จากบรรยากาศสู่ดินและถูกสะสมไว้ในดินและพืชได้ ซึ่งไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถระเหยได้จากน้ำโดยขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ เช่น อุณหภูมิและค่าความเป็นกรดเบส เนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถละลายได้ในน้ำการเคลื่อนที่ของไฮโดรเจนซัลไฟด์จากน้ำสู่ดินจึงสามารถเกิดขึ้นได้กับดินที่มีความชื้นและสัตว์น้ำในสิ่งแวดล้อม ทำให้ไฮโดรเจนซัลไฟด์ถูกดูดซับและสะสมได้ในโคลน หรือสารอินทรีย์ต่าง ๆ เข้าไป

สะสมในห่วงโซ่อาหารและเพิ่มความเข้มข้น (biomagnification) ขึ้นเรื่อย ๆ ตามปริมาณและระยะเวลาที่สะสม นอกจากนี้จุลินทรีย์หลายชนิดในสิ่งแวดล้อมสามารถออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ให้เป็นซัลเฟอร์ได้ และค่าครึ่งชีวิตของไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถอยู่ได้ตั้งแต่ 1 ชั่วโมงไปจนถึงหลายชั่วโมง ซึ่งการออกซิไดซ์เกิดขึ้นได้ในบริเวณน้ำผิวดินที่ออกซิเจนสามารถแพร่กระจายไปถึง การออกซิไดซ์ด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สามารถเกิดขึ้นได้ในน้ำฝนและในละอองของน้ำเค็มเนื่องจากเป็นแหล่งที่มีไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในปริมาณค่อนข้างสูง ไอออนของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจะขึ้นอยู่กับค่าความเป็นกรดเบสของน้ำ ไอออนที่พบได้ทั่วไปจะอยู่ในรูปของซัลเฟอร์แอนไอออน (sulfur anion, SH^{-}) การออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในบรรยากาศสามารถถูกออกซิไดซ์ได้ด้วยโมเลกุลไฮดรอกไซด์อิสระ (hydroxyl radical) ให้อยู่ในรูปของซัลเฟอร์อิสระและเปลี่ยนเป็นซัลเฟอร์ไดออกไซด์และซัลเฟต ซึ่งสามารถกำจัดออกจากบรรยากาศได้จากการดูดซับของพืชและการตกตะกอนลงสู่ดิน จากการศึกษาพบว่าการตกค้างของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในบรรยากาศพบว่าในภูมิประเทศเขตร้อนไฮโดรเจนซัลไฟด์จะตกค้างในบรรยากาศใช้เวลาน้อยกว่า 1 วัน แต่ในภูมิประเทศเขตหนาวไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถตกค้างในบรรยากาศได้นานถึง 42 วัน (United Nation Environment Program, 2003)

2.2.3 ผลกระทบของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์

ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่มีความเป็นพิษต่อร่างกายร้ายแรงและทำให้เกิดการระคายเคืองต่อระบบทางเดินหายใจ เมื่อก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้าสู่กระแสเลือดมีผลให้การพาออกซิเจนในกระแสเลือดลดลง ทำให้เกิดผลกระทบต่อระบบหลอดเลือดและก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ยังมีผลกระทบต่อการทำงานของระบบประสาทอีกด้วย ซึ่งปริมาณการรับสัมผัสไฮโดรเจนซัลไฟด์จะมีผลกระทบที่แตกต่างกันออกไปตามปริมาณการรับสัมผัสดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์และผลกระทบที่เกิดขึ้นกับร่างกาย

ความเข้มข้น (ppm)	ผลกระทบที่เกิดขึ้น
0.2	เริ่มได้กลิ่น
10	ได้กลิ่นที่รุนแรงมาก ระคายเคืองต่อระบบทางเดินหายใจ
50	อาการระคายเคืองตาและเยื่อบุทางเดินหายใจ
150	ประสาทรับกลิ่นไม่ทำงาน
200	ไม่ได้กลิ่น ตาแดง เจ็บในคอ
250	อาจน้ำท่วมปอด หากสูดดมเป็นเวลานาน

ตารางที่ 2.3 ระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์และผลกระทบที่เกิดขึ้นกับร่างกาย (ต่อ)

ความเข้มข้น (ppm)	**ผลกระทบที่เกิดขึ้น**
500	ประมาณ 1/2-1 ชั่วโมง เกิดอาการปวดศีรษะ คลื่นไส้ หมดสติ หยุดหายใจและเสียชีวิต
500-1000	เกิดอาการจากการขาดออกซิเจนในทุกระบบ หยุดหายใจและเสียชีวิต

ที่มา : Qu, Lee, Bian, Low and Wong (2008)

ผลกระทบต่อระบบประสาท: ที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระดับ 750 – 1000 ppm เมื่อมีการสูดดมเข้าไปจะทำให้ร่างกายได้รับพิษอย่างเฉียบพลัน เช่น ทำให้เกิดอาการเวียนศีรษะ ปวดศีรษะและการได้รับสัมผัสในปริมาณดังกล่าวมีผลกระทบต่อสมองจากการขาดออกซิเจนในร่างกายเนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความสามารถในการแย่งจับกับออกซิเจนในร่างกายทำให้ร่างกายขาดออกซิเจนและไม่สามารถลำเลียงไปเลี้ยงสมองได้ทัน

ผลกระทบต่อปอด : ไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่สามารถละลายน้ำได้ เมื่อหายใจเข้าสู่ปอดก๊าซจะสามารถละลายในของเหลวภายในปอดและดูดซึมเข้าสู่เนื้อเยื่อชั้นในของปอด มีผลทำให้เกิดการระคายเคืองของเนื้อเยื่อปอดและหากได้รับในระดับ 250 ppm จะทำให้เกิดอาการปอดบวม

ผลกระทบต่อดวงตา : ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่ทำให้เกิดการระคายเคือง ทำให้เกิดผลกระทบต่อดวงตาเมื่อได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยตรง เมื่อได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในปริมาณเล็กน้อยสามารถทำให้เกิดผลกระทบต่อดวงตาและระบบอื่นได้เช่นกัน

ผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ : ผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจเป็นระบบแรก ๆ ที่เกิดผลกระทบเมื่อร่างกายได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ การได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระดับความเข้มข้นน้อยกว่า 700 ppm มีผลทำให้เกิดการทำลายของระบบทางเดินหายใจ และเมื่อได้รับในปริมาณความเข้มข้นสูง ๆ ในระยะเวลาไม่นานจะทำให้หลอดเลือดปอดเกิดอาการบวม ปอดบวม เจ็บคอ ไอ และหายใจลำบาก

ผลกระทบต่อระบบหลอดเลือด : เมื่อร่างกายได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก๊าซชนิดนี้มีความสามารถในการแย่งจับกับฮีโมโกลบินในเม็ดเลือดแทนออกซิเจน ทำให้เกิดอาการ เจ็บหน้าอก หัวใจเต้นช้าและอาจทำให้เกิดอาการหัวใจเต้นผิดจังหวะ (cardiac irregularities)

ผลกระทบต่อระบบเผาผลาญในร่างกาย : เมื่อร่างกายได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยการได้รับทางระบบทางเดินอาหาร จะทำให้เกิดการลดการสังเคราะห์โครงสร้างของกล้ามเนื้อ

ลดการเคลื่อนที่ของกล้ามเนื้อ และทำให้กล้ามเนื้อเกิดภาวะออกซิเจนภายในกล้ามเนื้อไม่เพียงพอ เกิดอาการอ่อนเพลียขึ้นได้

ผลกระทบต่อพืช : ที่ระดับความเข้มข้น 100 – 500 ppm มีผลต่อพืชที่ได้รับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิดอาการแคระแกร็นของลำต้นพืช และหากพืชได้รับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในปริมาณที่สูงจะทำให้เกิดการทำลายใบของพืช เช่นการแสดงรอยโรคของพืชที่มีลักษณะของจุด สีขาวที่ใบพืช ซึ่งความรุนแรงของรอยโรคจะมากขึ้นเมื่อพืชมีการเพิ่มอัตราการหายใจ

ผลกระทบต่อระบบนิเวศและสิ่งแวดล้อม : ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในปริมาณที่สูงส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำและสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ ทำให้ความหลากหลายทางชีวภาพของระบบนิเวศลดลง ทำให้เกิดการกัดกร่อนในเส้นท่อหรือสิ่งก่อสร้างต่าง ๆ ซึ่งเมื่อไฮโดรเจนซัลไฟด์รวมตัวกับน้ำจะทำให้เกิดเป็นกรดซัลฟิวริก ดังแสดงในสมการที่ 2.1 ซึ่งมีสถานะเป็นกรดทำให้มีความสามารถในการกัดกร่อนวัสดุได้ เช่นทำให้เกิดการกัดกร่อนในระบบเส้นท่อสิ่งก่อสร้างต่าง ๆ ทำให้เกิดสนิมของเหล็ก (Syed, Soreanu, Falletta and Beland, 2006)

$$H_2S + 2O_2 \longrightarrow H_2SO_4 \qquad (2.1)$$

2.2.4 การวิเคราะห์หาไฮโดรเจนซัลไฟด์

ไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถวิเคราะห์ได้จากตัวอย่างทางชีวภาพ เช่นจากลมหายใจของมนุษย์ เนื้อเยื่อ และของเหลวภายในร่างกาย เช่น เลือดและน้ำลาย วิธีในการวิเคราะห์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่รู้จักกันโดยทั่วไปคือ ก๊าซโครมาโทกราฟีโดยใช้ flame ionization (GC/FID) เป็นเครื่องตรวจวัด ก๊าซโครมาโตกราฟีโดยใช้เซลล์ไฟฟ้าเคมีเป็นตัวตรวจวัด (GC/ECD) ไอโอโดเมตริกไทเทรชัน (iodometric titration) การใช้อิเล็คโทรดในการตรวจวัด (ion-selective electrode) สเปคโตรโฟโตเมตริก (spectrophotometric) การใช้กระดาษกรองแถบตะกั่วในการตรวจวัด (spot method using mercuric chloride-impregnated filter paper tape) และ high performance liquid chromatography (HPLC)

วิธีการวิเคราะห์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อม เช่น ในอากาศ น้ำ และตะกอน ที่นิยมใช้กันโดยทั่วไปคือ วิธีก๊าซโครมาโตกราฟี (gas chromatography) ไอโอโดเมตริก ไทเทรชัน (iodometric titration) และสเปตโตรโฟโตเมตริก (spectrophotometric) เนื่องจากเป็นวิธีการที่ไม่ยุ่งยากมากนัก และเหมาะกับตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อมหลายประเภท การเลือกใช้วิธีวิเคราะห์ตัวอย่างจะขึ้นอยู่กับขีดจำกัดของแต่ละวิธีการดังแสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ขีดจำกัดความเข้มข้นในการตรวจวัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของแต่ละวิธีการ

วิธีการ	ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในอากาศ	ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในของเหลว
Gas chromatography/flame ionization detector (GC/FID)	10 μg/m^3	-
Gas chromatography/ electron capture detector (GC/ECD)	5-13 μg/m^3	10 μg/l (0.3 μmol/l)
Spectrophotometry	0.2 μg/m^3	-
Iodometric titration	1 μg/m^3	-
Spot method using mercuric cholride-impregnated filter paper tape	0.7 μg/m^3	-
High-performance liquid chromatography (HPLC)	-	680 - 1704 μg/l (20-50 μmol/l)

ที่มา : United Nation Environment Program (2003)

2.2.5 กระบวนการในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์

1) กระบวนการทางเคมีในการควบคุมปฏิกิริยารีดอกซ์ (redox reaction) เป็นกระบวนการที่เกี่ยวกับการรับอิเล็กตรอน (reduction) และการให้อิเล็กตรอน (oxidation) โดยการเติมออกซิเจนซึ่งเป็นกระบวนการให้อิเล็กตรอนและการควบคุมปริมาณออกซิเจนซึ่งเป็นการให้อิเล็กตรอน โดยการควบคุมปริมาณออกซิเจนในปริมาณที่เหมาะสม หรือการเติมตัวรีดิวซ์จะช่วยในการลดปริมาณของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นได้ (Yu, Bishop, Galal and Mark, 1998) เช่น

- กระบวนการในการเติมอากาศหรือออกซิเจน เนื่องจากในบางกระบวนการอาจมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพออาจทำให้เกิดการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนส่งผลให้เกิดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ขึ้น การเติมออกซิเจนเข้าไปในระบบจะช่วยควบคุมการเกิดการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนและควบคุมปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Ochi, Kitagawa and Tanaka, 1998)

- การเติมไนเตรท การเติมเกลือไนเตรทเพื่อช่วยควบคุมปฏิกิริยารีดอกซ์ที่เกิดขึ้นภายในระบบโดยไม่ให้สารประกอบซัลเฟอร์ รวมตัวกับองค์ประกอบของไฮโดรเจนจนกลายเป็นองค์ประกอบของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ หรือทำให้เกิดน้อยที่สุด (Yang, Kitagawa and Tanaka, 2005)

2) การควบคุมความเป็นกรดเบสของระบบ

การควบคุมค่าความเป็นกรดเบสของระบบให้มีระดับความเป็นกรดเบสประมาณ 9 เช่น การเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) จะช่วยลดปริมาณของไฮโดรเจนซัลไฟด์ เนื่องจากจะทำให้

เกิดรูปของซัลไฟด์ไอออนมากขึ้น (HS^-) การควบคุมค่าความเป็นกรดเบสด้วยวิธีดังกล่าวอาจทำให้เกิดของเสียที่เป็นด่างขึ้น ส่งผลให้เกิดการยับยั้งการทำงานของระบบโดยเฉพาะระบบทางชีวภาพ ทำให้ระบบเสียหายได้ เป็นต้น (Nemati, Jenneman and Voordouw, 2001)

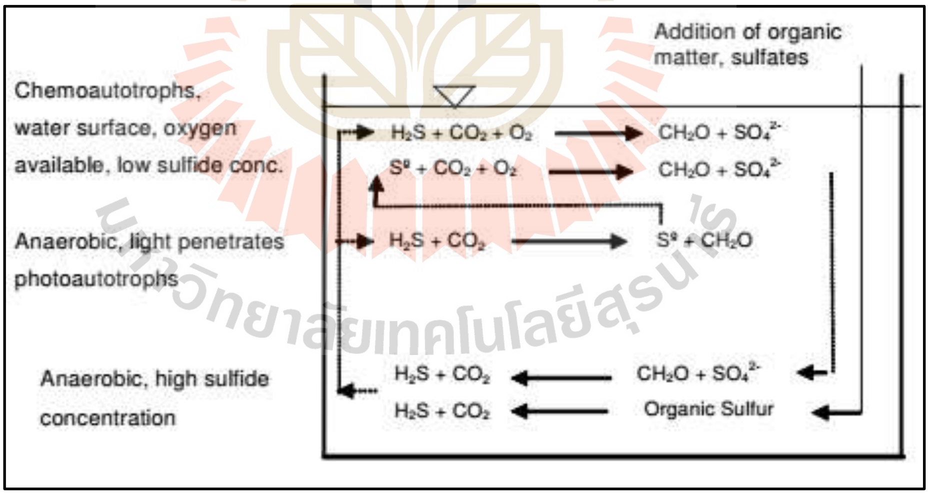
3) การเติมสารเคมีในการบำบัดสารในกลุ่มซัลไฟด์

- การตกตะกอนด้วยเกลือโลหะ เป็นการเติมโลหะ เช่น เหล็ก สังกะสี นิกเกิล แมงกานีส เป็นต้น เพื่อทำให้เกิดโลหะซัลไฟด์ที่ไม่สามารถละลายน้ำได้และไม่รวมตัวกับไฮโดรเจนเกิดเป็นก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Nielsen, Lens, Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2005)

- การเติมสารออกซิไดซ์ซิ่ง เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) คลอรีน (Cl^-) เพื่อให้ได้ตะกอนของสารในกลุ่มเปอร์ออกไซด์และคลอไรด์

4) กระบวนการทางชีวภาพ

กระบวนการทางชีวภาพเป็นการบำบัดโดยนำวิธีการทางธรรมชาติเข้ามาใช้ในการบำบัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ เช่น การใช้จุลินทรีย์ในการออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ให้อยู่ในรูปของซัลเฟต และซัลไฟด์ โดยอาศัยเอนไซม์ที่มีอยู่ภายในเซลล์ของจุลินทรีย์ เช่นจุลินทรีย์ในกลุ่ม *E. coli, Enterobactor aerogenes* เป็นต้น (Randerson, 2003) ซึ่งกระบวนการย่อยสลายของจุลินทรีย์ที่สามารถเปลี่ยนรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นสารประกอบอื่นที่รู้จักกันโดยทั่วไปจะเกิดการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์สองกลุ่มด้วยกันดังแสดงในรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.4 การย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสภาวะต่าง ๆ

ที่มา : Syed, Soreanu, Falletta and Beland (2006)

- กลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถสังเคราะห์แสงได้ (Photoautotroph) เช่น *Chlorobiaciae* และ *Chromatiaciae* ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้พลังงานจากแสงในการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ ให้ได้สารในกลุ่มซัลเฟอร์ อะซิเตทและน้ำ ดังแสดงตามสมการของ Van Niel (Syed, Soreanu, Falletta and Beland, 2006)

$$2_nH_2S + nCO_2 \xrightarrow{hv} nS + n(CH_2O) + nH_2O \qquad (2.2)$$

จากสมการจะเห็นว่าจุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสภาวะที่ไร้ออกซิเจน (anaerobic conditio) และจุลินทรีย์ในกลุ่มนี้ยังสามารถสังเคราะห์แสงได้โดยการใช้ไฮโดรเจนซัลไฟด์แทนน้ำในการสังเคราะห์แสงและได้ผลิตภัณฑ์เป็น ซัลเฟอร์ อะซิเตท และน้ำ ดังแสดงในสมการที่ 2.2 (Jensen and Webb, 1995)

- กลุ่มจุลินทรีย์เคโมโทรป (Chemotroph) เป็นจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์สารอนินทรีย์ต่าง ๆ มาเป็นแหล่งพลังงานเพื่อใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์ เช่น ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โลหะหนัก เป็นต้น เป็นจุลินทรีย์ในกลุ่มของ *Thiobacillus, Thermothrix, Thiothrix* และ *Beggito* เป็นต้น (Prescott, Harley and Klien, 2003; Postgate, 1968; Chung, Huang and Tseng, 2001) เมื่อจุลินทรีย์ทำการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์แล้วจะได้ผลิตภัณฑ์ในกลุ่มซัลเฟอร์ และสารประกอบบางชนิดดังแสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 การย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ในจุลินทรีย์กลุ่ม Chemoautotroph

จุลินทรีย์	ตัวให้อิเล็กตรอน	ตัวรับอิเล็กตรอน	แหล่งคาร์บอน	ผลิตภัณฑ์
Thiobacillus sp.	S^0, H_2S, $S_2O_3^{2-}$	O_2	CO_2	SO_4^{2-}
Thiobacillus denitrificans	S^0, H_2S, $S_2O_3^{2-}$	O_2, NO^-_3	CO_2	SO_4^{2-}, N_2
Thiobacillus ferrooxidans	Fe^{2+}, S^0, $S_2O_3^{2-}$	O_2	CO_2	Fe^{3+}, SO_4^{2-}

ที่มา : Prescott และคณะ (2003)

ซึ่งปฏิกิริยาในการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ของจุลินทรีย์กลุ่ม chemoautotroph สามารถแสดงได้ดังในสมการที่ (2.3) (Kuenen., 1975)

$$H_2S + CO_2 + nutrient + S + O_2 \longrightarrow new\ cell + H_2O + S + SO_4^{2-} \qquad (2.3)$$

2.3 หลักการเบื้องต้นของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ

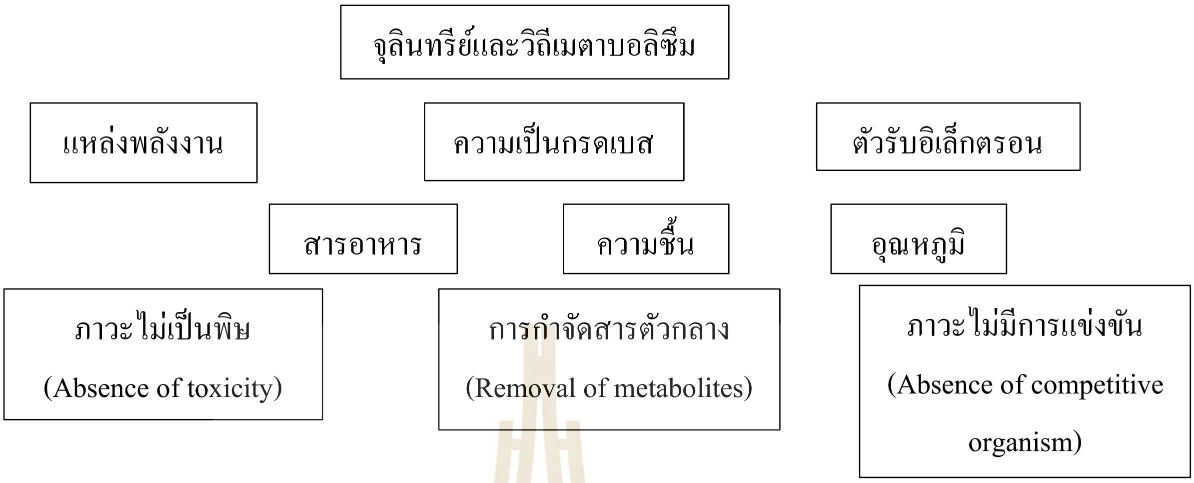
2.3.1 ความหมายของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ

การบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ (Bioremediation) หมายถึง การประยุกต์ใช้กระบวนการทางชีวภาพของจุลินทรีย์หรือพืชในการย่อยสลายและ/หรือเปลี่ยนรูปสารมลพิษเพื่อบำบัดความเป็นพิษของสารดังกล่าวที่ปนเปื้อนที่เป็นอันตรายต่อมนุษย์และสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อม ถึงแม้ว่าการประยุกต์ใช้จุลินทรีย์ในการบำบัดของเสียเป็นกระบวนการที่ใช้กันมานานแล้วโดยใช้จุลินทรีย์ในกากตะกอนเร่ง (Activated sludge) หรือระบบฟิล์มตรึง (Fixed film) ในการย่อยสลายของเสียอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำทิ้งจากแหล่งชุมชนรวมทั้งของเสียและน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมต่าง ๆ อย่างไรก็ตามการนำจุลินทรีย์เหล่านี้มาใช้ในการย่อยสลายสารมลพิษจัดเป็นเทคโนโลยีใหม่ในการบำบัดสารมลพิษที่ปนเปื้อนในดิน อากาศ น้ำ รวมทั้งน้ำบาดาล ซึ่งเป็นสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างจากระบบบำบัดน้ำเสีย กล่าวคือในระบบบำบัดน้ำเสียนั้น จุลินทรีย์ในรูปของกากตะกอนเร่งจะเจริญอยู่ภายใต้สภาวะที่ได้รับการควบคุมให้มีความเหมาะสมต่อการทำงานเพื่อย่อยสลายของเสียซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างไม่ซับซ้อนและสภาวะดังกล่าวมีความเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ เช่น การให้อากาศในปริมาณที่เหมาะสม เป็นต้น ซึ่งสภาวะดังกล่าวจะแตกต่างจากสภาวะของสิ่งแวดล้อมตามธรรมชาติในการย่อยสลายสารมลพิษที่มีโครงสร้างซับซ้อน เนื่องจากสารมลพิษที่อยู่ในสิ่งแวดล้อมตามธรรมชาตินั้นจะอยู่ได้ในหลายรูปแบบเช่น ถูกดูดซับกับอนุภาคในดินและละลายอยู่ในน้ำในดิน หรืออยู่ในสภาวะก๊าซระหว่างอนุภาคของดิน เป็นต้น ซึ่งรูปแบบของสารมลพิษเหล่านี้นอกจากจะขึ้นกับลักษณะสมบัติของสารมลพิษเองแล้ว ยังขึ้นกับลักษณะของสิ่งแวดล้อมในแต่ละบริเวณอีกด้วย การที่สารมลพิษอยู่ในรูปแบบหลากหลายนี้จึงเป็นการยากต่อการควบคุมสภาวะต่าง ๆ ให้มีความเหมาะสมต่อการย่อยสลายและการบำบัดสารมลพิษโดยจุลินทรีย์อย่างมีประสิทธิภาพ ดังนั้นการบำบัดสารมลพิษโดยวิธีทางชีวภาพจะสำเร็จได้นั้นจะต้องอาศัยหลักการและความรู้ในศาสตร์หลายด้านได้แก่ จุลชีววิทยา ชีวเคมี นิเวศวิทยา ธรณีวิทยา เคมีและวิศวกรรม เพื่อปรับปรุงเปลี่ยนแปลงและควบคุมให้จุลินทรีย์คงความสามารถและเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารมลพิษเป้าหมายได้ภายใต้สภาวะที่สิ่งแวดล้อมมีสารมลพิษปนเปื้อนอยู่(อลิสา วังใน, 2553)

2.3.2 องค์ประกอบพื้นฐานของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ

การบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพอาศัยความสามารถของจุลินทรีย์ในสิ่งแวดล้อมและจุลินทรีย์ที่เติมลงไปในการย่อยสารมลพิษเพื่อลดความเป็นพิษของสารเหล่านั้นในสิ่งแวดล้อมและเพื่อใช้สารมลพิษเหล่านั้นเป็นแหล่งพลังงาน ดังนั้นองค์ประกอบพื้นฐานสำคัญของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพได้แก่ ชนิดและลักษณะสมบัติของจุลินทรีย์ รวมทั้งปัจจัยต่าง ๆ ที่ส่งผลต่อการ

เจริญและวิถีเมตาบอลิซึม (วิถีการย่อยสลายสารมลพิษ) ของจุลินทรีย์เหล่านั้น องค์ประกอบพื้นฐานที่สำคัญของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพแสดงดังในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 องค์ประกอบพื้นฐานสำคัญของการบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ (อลิสา วังใน, 2553)

2.3.3 จุลินทรีย์และวิถีเมตาบอลิซึม

จุลินทรีย์เป็นองค์ประกอบสำคัญที่สุดของกระบวนการบำบัดสารมลพิษด้วยวิธีทางชีวภาพ กระบวนการนี้อาศัยเอนไซม์ในจุลินทรีย์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาทางชีวภาพ (Biocatalyst) ในวิถีการ ย่อยสลายสารมลพิษ ประเภทของปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปและการย่อยสลายสารมลพิษ รวมทั้งประสิทธิภาพของการบำบัดสารมลพิษที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมด้วยกระบวนการชีวภาพนั้นขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์ เนื่องจากชนิดของจุลินทรีย์ที่แตกต่างกันจะมีการสร้างเอนไซม์ที่มีลักษณะสมบัติที่แตกต่างกัน ชนิดของเอนไซม์มีผลต่อวิถีเมตาบอลิซึมของจุลินทรีย์นั้น ๆ ต่อสารมลพิษในที่นี้หมายถึงการย่อยสลายสารมลพิษนั่นเอง

การแบ่งประเภทของจุลินทรีย์ตามลักษณะของวิถีเมตาบอลิซึม สามารถแบ่งได้เป็นกลุ่มหลัก ๆ ตามประเภทของแหล่งพลังงานและคาร์บอนต่อการเจริญของจุลินทรีย์ ชนิดของตัวรับและตัวให้อิเล็กตรอนของปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นในจุลินทรีย์(อลิสา วังใน, 2553) ดังแสดงในตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ชนิดของตัวรับและให้อิเล็กตรอนของปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นในจุลินทรีย์

กลุ่มของจุลินทรีย์	แหล่งคาร์บอน	แหล่งพลังงาน
Photoautotrophs	CO_2	light
Photoheterotrophs	Organics substance	light
Chemoautotrophs	CO_2	Inorganics substance
chemoheterotrophs	Organics substance	Organics substance

การที่จุลินทรีย์แต่ละชนิดมีความสามารถในการใช้แหล่งคาร์บอน แหล่งพลังงาน ตัวรับและตัวให้อิเล็กตรอนของปฏิกิริยาที่แตกต่างกันเป็นสาเหตุให้จุลินทรีย์มีความสามารถในการเร่งปฏิกิริยาและมีวิถีการย่อยสลายสารมลพิษในสิ่งแวดล้อมได้แตกต่างกัน สำหรับสารมลพิษที่ถูกออกซิไดซ์นั้นหากถูกย่อยสลายอย่างสมบูรณ์จะให้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นผลิตภัณฑ์สุดท้าย และในระหว่างปฏิกิริยาการย่อยสลายจะมีการกำจัดไฮโดรเจนไอออนและอิเล็กตรอนออกจากโครงสร้าง อิเล็กตรอนที่ถูกขับออกดังกล่าวจะถูกส่งผ่านไปยังวิถีอิเล็กตรอนเพื่อสร้างพลังงานให้กับเซลล์ สำหรับจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนในการเจริญจะใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนสุดท้ายในวิถีขนส่งผ่านอิเล็กตรอน ในขณะเดียวกันจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะใช้สารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนสุดท้าย ซึ่งความแตกต่างทางชีวภาพของจุลินทรีย์เหล่านี้เป็นประโยชน์ต่อกระบวนการบำบัดสารมลพิษ กล่าวคือการย่อยสลายสารมลพิษสามารถเกิดขึ้นได้ในสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างกันโดยใช้ปฏิกิริยาการย่อยสลายที่แตกต่างกันและใช้ตัวรับอิเล็กตรอนที่มีอยู่ในสิ่งแวดล้อมนั้น ๆ ตารางที่ 2.7 แสดงตัวอย่างของตัวรับอิเล็กตรอนและตัวให้อิเล็กตรอนของปฏิกิริยาชนิดต่าง ๆ รวมทั้งสารผลิตภัณฑ์สุดท้ายของจุลินทรีย์ที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจน(อลิสา วังใน, 2553)

2.3.4 การย่อยสลายสารอินทรีย์และสารมลพิษโดยจุลินทรีย์แบบใช้และไม่ใช้ออกซิเจน

การย่อยสลายสารอินทรีย์และสารมลพิษในธรรมชาติโดยจุลินทรีย์ที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนสุดท้าย จุลินทรีย์จะนำคาร์บอนและพลังงานที่ได้จากการย่อยสลายนั้นไปใช้ในการดำเนินวิถีเมตาบอลิซึมของเซลล์ การเจริญและการสร้างเซลล์ใหม่ ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์และสารมลพิษอย่างสมบูรณ์ได้แก่ คาร์บอนไดออกไซด์ น้ำและเซลล์ใหม่ กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์และสารมลพิษอย่างสมบูรณ์ (อีกนัยหนึ่งคือ การเปลี่ยนจากรูปสารอินทรีย์ไปเป็นรูปของสารอนินทรีย์) เรียกว่ากระบวนการ Mineralization ซึ่งแสดงได้ดังสมการที่ (2.4)

สารตั้งต้น (สารอินทรีย์และสารมลพิษ) + $O_2 \longrightarrow$ เซลล์ใหม่ + CO_2 + H_2O (2.4)

หากการย่อยสลายสารอินทรีย์และสารมลพิษเกิดขึ้นอย่างไม่สมบูรณ์ กระบวนการนั้นจะถูกเรียกว่า กระบวนการเปลี่ยนรูปทางชีวภาพ (Biotransformation) โดยสารตั้งต้นจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นผลิตภัณฑ์ที่ถูกสะสมอยู่ในเซลล์และถูกขับออกจากเซลล์ ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายสารมลพิษอย่างไม่สมบูรณ์ได้แก่ สารอินทรีย์จำพวกแอลกอฮอล์ แอลดีไฮด์ คีโตน หรือกรดอินทรีย์ เช่น กรดไพรูวิก กรดซิตริก กรดไกลโคลิก กรดออซาลิก กรดอัลฟากลูตาลิก เป็นต้น ปฏิกิริยาของการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์แสดงดังสมการ (2.5)

สารตั้งต้น (สารอินทรีย์และสารมลพิษ) + $O_2 \longrightarrow$ เซลล์ใหม่ + CO_2 + H_2O + ผลิตภัณฑ์ (2.5)

ตารางที่ 2.7 ความแตกต่างของตัวรับอิเล็กตรอน ตัวให้อิเล็กตรอนและสารผลิตภัณฑ์สุดท้ายปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจน

ตัวให้อิเล็กตรอน	ตัวรับอิเล็กตรอน	สารผลิตภัณฑ์	กลุ่มจุลินทรีย์
จุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน			
ไฮโดรเจน (H_2)	ออกซิเจน	H_2O	แบคทีเรียที่ใช้ไฮโดรเจน
สารอินทรีย์	ออกซิเจน	CO_2+H_2O	แบคทีเรียและสิ่งมีชีวิตหลายชนิด
แอมโมเนีย (NH_3)	ออกซิเจน	$NO_2^-+H_2O$	ไนตริไฟอิงแบคทีเรีย ได้แก่ *Nitrosomonas*
ไนไตรท์ (NO_2^-)	ออกซิเจน	$NO_3^-+H_2O$	ไนตริไฟอิงแบคทีเรีย ได้แก่ *Nitrosomonas*
เฟอร์รัส (Fe^{2+})	ออกซิเจน	Fe^{3+}	*Ferrobacillus*
ซัลเฟอร์ (S^{2-})	ออกซิเจน	$SO_4^{2-}+H_2O$	*Thiobacillus*
จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน			
สารอินทรีย์	NO_3	N_2+CO_2	ดีไนตริไฟอิงแบคทีเรีย (Denitrifying bacteria)
สารอินทรีย์	SO_4^{2-}	H_2O+S^{2-}	แบคทีเรียกลุ่มซัลเฟต-รีดิวเซอร์
ไฮโดรเจน (H_2)	SO_4^{2-}	H_2O+S^{2-}	แบคทีเรียกลุ่มซัลเฟต-รีดิวเซอร์ ได้แก่ *Desulfovibrio*
ไฮโดรเจน (H_2)	CO_2	CH_4, H_2O	แบคทีเรียกลุ่มเมทาโนเจน (Methanogen)
สารอินทรีย์	NADP	CH_4, CO_2	แบคทีเรียกลุ่มเมทาโนเจน (Methanogen)
สารอินทรีย์	H^+	H_2	แบคทีเรียกลุ่มอะซิโตเจน (Acetogen)
สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	แบคทีเรียหลายชนิดที่ใช้ในการหมัก

ที่มา: อลิสา วังใน, 2553

2.3.5 ชนิดของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษ

จุลินทรีย์ในธรรมชาติโดยทั่วไปอาจไม่สามารถทนต่อความเป็นพิษและไม่สามารถย่อยสลายสารมลพิษเพื่อใช้เป็นสารอาหารได้ อย่างไรก็ตาม พบว่าจุลินทรีย์ในธรรมชาติบางชนิดมีความสามารถในการปรับตัวของเซลล์ให้ทนทานต่อความเป็นพิษของสารมลพิษเหล่านี้ในสิ่งแวดล้อม และในเวลาเดียวกันอาจมีความสามารถในการเหนี่ยวนำเพื่อสร้างเอนไซม์และเมแทบอลิซึมที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายสารเหล่านี้เพื่อนำมาใช้เป็นอาหารในการเจริญเติบโตสร้างเซลล์ใหม่และในการสร้างพลังงานจุลินทรีย์ที่มีความสามารถและมีลักษณะสมบัติดังกล่าวนี้สามารถพบได้ในสิ่งแวดล้อมทั่วไปและในสิ่งแวดล้อมที่มีการปนเปื้อนสารมลพิษ เช่น ดิน น้ำ น้ำใต้ดิน เป็นต้น จุลินทรีย์แต่ละชนิดสามารถย่อยสลายสารมลพิษได้ด้วยตนเอง แต่ในบางกรณี การย่อยสลายสารมลพิษต้องอาศัยการย่อยสลายของจุลินทรีย์เป็นกลุ่ม (Microbial consortium) ประโยชน์ของการอยู่

ร่วมกันและการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์ ได้แก่การย่อยสลายเป็นขั้น ๆ (Stepwise degradation) หรือการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบเป็นลำดับ (Sequential degradation) การสร้างสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ชนิดหนึ่งซึ่งเป็นสารจำเป็นต่อจุลินทรีย์อีกชนิดหนึ่ง (Synthesis of necessary component) หรือการกำจัดสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ชนิดหนึ่งซึ่งสารดังกล่าวเป็นสารพิษของจุลินทรีย์อีกชนิดหนึ่งที่อยู่ในสิ่งแวดล้อมเดียวกัน (Removal of toxic metabolite) หรือการทำงานร่วมกันของกลุ่มจุลินทรีย์เพื่อให้มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด (Enhancement of overall rate of degradation by microbial web) นอกเหนือจากการที่จุลินทรีย์มีวิถีเมตาบอลิซึมในการย่อยสลายสารมลพิษเพื่อให้ได้เป็นสารอาหารแล้ว ในบางกรณีจุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายสารเหล่านี้ได้หมด แต่มีความสามารถในการเปลี่ยนรูปสารมลพิษให้เป็นสารผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษน้อยลง และวิถีเมตาบอลิซึมของการเปลี่ยนรูปสารดังกล่าวไม่ได้ให้สารผลิตภัณฑ์ที่เป็นสารอาหาร หรือไม่ได้ให้พลังงานแก่เซลล์ วิถีเมตาบอลิซึมดังกล่าวเรียกว่า วิถีเมตาบอลิซึมร่วม (Cometabolism) ซึ่งเอนไซม์ที่เร่งปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปของสารมลพิษในวิถีนี้ถูกสร้างขึ้นจากการเหนี่ยวนำด้วยวิถีเมตาบอลิซึมหลังจากอีกวิถีหนึ่งเป็นวิถีเมตาบอลิซึมของการใช้สารอาหารเพื่อการเจริญเติบโตและการสร้างพลังงานให้กับเซลล์

2.3.6 โครงสร้างของสารมลพิษและความเหมาะสมต่อการเป็นสารอาหารของจุลินทรีย์

สำหรับการบำบัดสารมลพิษด้วยกระบวนการทางชีวภาพนั้น ความเหมาะสมของสารมลพิษที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายและดูดซึมนำมาใช้เป็นสารอาหารขึ้นกับโครงสร้างและลักษณะสมบัติของสารมลพิษนั้น ๆ กฎแบบง่าย ๆ ของการพิจารณาสารมลพิษว่าจะสามารถถูกย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์หรือไม่นั้นได้แก่ การพิจารณาจากโครงสร้างของสารมลพิษ กล่าวคือ

1) สารไฮโดรคาร์บอนอิ่มตัว (Saturated hydrocarbon) ถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ง่ายกว่าสารไฮโดรคาร์บอนไม่อิ่มตัว (Unsaturated hydrocarbon) การมีพันธะคู่หรือพันธะสามในโครงสร้างของสารมลพิษเพิ่มความยากในการย่อยสลายของจุลินทรีย์ นอกจากนั้นแล้วในบางกรณีผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาการย่อยสลายยังเป็นพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่าสารตั้งต้นอีกด้วย

2) สารอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ง่ายกว่าสารอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนแบบโซ่ข้าง (Substituted aromatic hydrocarbon) สารอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีจำนวนหมู่โซ่ข้างมากจะถูกย่อยสลายได้ยากและโดยทั่วไปมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์สูง

3) สารอะลิฟาติกไฮโดร์คาร์บอนสายตรง (Straight-chain aliphatic hydrocarbon) ถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ง่ายกว่าสารอะลิฟาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีหมู่โซ่ข้าง (Branched-chain aliphatic hydrocarbon)

4) สารอะลิฟาติกไฮโดรคาร์บอน (Aliphatic hydrocarbon) มีความซับซ้อนของโครงสร้างโมเลกุลน้อยกว่า จึงถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ง่ายกว่าสารอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (Aromatic hydrocarbon)

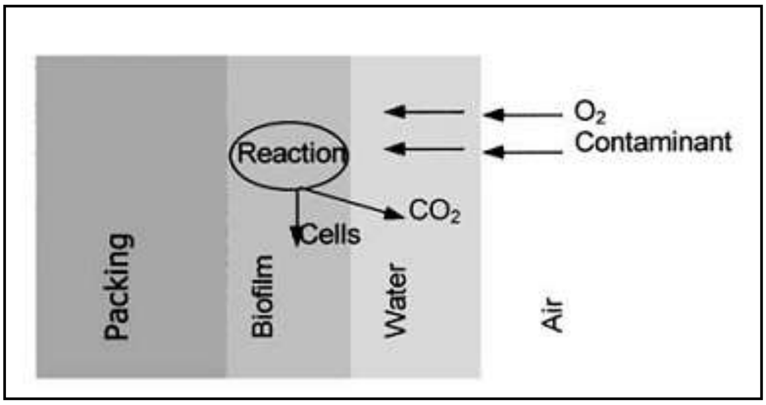
5) ขนาดโมเลกุลของสารอะลิฟาติกไฮโดรคาร์บอนมีผลต่อความยากง่ายในการย่อยสลายของจุลินทรีย์ กล่าวคือ สารอะลิฟาติกไฮโดรคาร์บอนสายยาว (Long chain aliphatic hydrocarbon) ที่มีคาร์บอน 10-20 อะตอมจะถูกย่อยสลายได้ดี สารอะลิฟาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีจำนวนคาร์บอนต่ำกว่า 9 อะตอมมักจะมีความเป็นพิษสูงต่อจุลินทรีย์และยากต่อการถูกย่อยสลายทางชีวภาพ ดังนั้นจะมีจุลินทรีย์บางชนิดเท่านั้นที่สามารถย่อยสลายสารเหล่านี้เพื่อใช้เป็นสารอาหารได้ เช่นจุลินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายมีเทน (Methanotrophs) เป็นต้น

2.4 ระบบบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยกระบวนการทางชีวภาพ

ระบบบำบัดก๊าซพิษทั้งสองชนิดโดยกระบวนการทางชีวภาพเป็นระบบที่น่าสนใจเนื่องจากเป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายในการควบคุมและการเดินระบบไม่สูงและเป็นระบบที่ไม่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อม เนื่องจากไม่ทำให้เกิดของเสียที่อยู่ในรูปของของเสียอันตราย ซึ่งกระบวนการในการการบำบัดโดยวิธีนี้จะอาศัยการย่อยสลายของจุลินทรีย์โดยกระบวนการออกซิเดชันเป็นหลัก จุลินทรีย์สามารถลดความเป็นพิษของสารในการบำบัดโดยการเปลี่ยนสารมลพิษให้เป็นน้ำ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมวลชีวภาพ (Biomass) หลักการของการออกซิเดชันของจุลินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ คือ สารมลพิษที่เข้ามาในระบบจะถูกดักจับโดยจุลินทรีย์และจุลินทรีย์จะ ทำการออกซิไดซ์โดยการใช้สารมลพิษเหล่านี้เป็นแหล่งอาหาร (รูปที่ 2.6) เพื่อทำให้เกิดการเจริญเติบโตและเป็นแหล่งพลังงานให้กับเซลล์ (Kennes and Thalasso, 1998)

สารมลพิษที่สามารถบำบัดโดยกระบวนการทางชีวภาพได้นั้นจะต้องเป็นสารที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้ ซึ่งลักษณะทั่วไปของสารมลพิษ คือ สารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำและมีโครงสร้างพันธะง่าย ๆ (Simple bond structures) เนื่องจากถ้าสารมลพิษมีโครงสร้างพันธะที่ซับซ้อน (Complex bond structures) จะทำให้ต้องใช้พลังงานเป็นจำนวนมากในการย่อยสลาย ซึ่งพลังงานที่ใช้ย่อยสลายนี้จุลินทรีย์ไม่สามารถหามาได้ จึงทำให้ไม่มีการย่อยสลายสารมลพิษเกิดขึ้นหรือย่อยสลายได้ไม่สมบูรณ์ ซึ่งระบบบำบัดก๊าซทางชีวภาพที่นิยมใช้กันทั่วไปมีลักษณะ หลักการและปัจจัยดังนี้

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



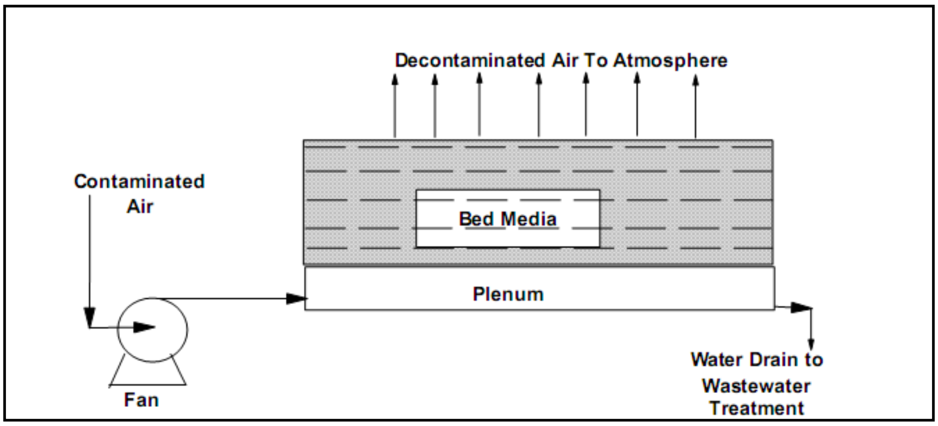
รูปที่ 2.6 กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษโดยใช้จุลินทรีย์ (Schroeder, 2002)

2.4.1 ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Bioreactor)

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเป็นกระบวนการที่ใช้บำบัดมลพิษอากาศโดยวิธีทางชีวภาพ ซึ่งใช้จุลินทรีย์เป็นตัวการหลักในการย่อยสลายสารอินทรีย์ มีปัจจัยสำคัญหลัก ๆ ที่จำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ คือ แหล่งพลังงานและความชื้นสำหรับใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Bioreactor)

หลักการทำงานของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Bioreactor)

จุลินทรีย์เป็นปัจจัยที่มีความสำคัญในกระบวนการทางชีวภาพ เนื่องจากจุลินทรีย์มีวงจรชีวิตที่ไม่ซับซ้อนโดย มีการเกิดโดยการแบ่งเซลล์ การกินโดยได้สารอาหารจากสิ่งที่อยู่รอบ ๆ การเจริญเติบโต การสืบพันธุ์ (การแบ่งเซลล์) และตายในที่สุด ซึ่งสารอาหารที่สำคัญของจุลินทรีย์คือสารอาหารที่มีองค์ประกอบของคาร์บอน น้ำ ออกซิเจน (สำหรับจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่มีออกซิเจน) และสารอาหารขนาดเล็ก โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีหลักการคือใช้จุลินทรีย์ในการบำบัดสารมลพิษที่ปล่อยออกมา ซึ่งเป็นหลักการที่ใช้ในการบำบัดมลพิษอากาศ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพได้ใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำเสีย และมลพิษอากาศ ซึ่งกระบวนแรก ๆ ที่ใช้คือกระบวนการกรองชีวภาพ (Biofilter) ตัวกลางที่นิยมใช้กันทั่วไป คือ เปลือกไม้ เศษหญ้า ดิน (US EPA, 2003) กรวด พลาสติก ไปจนถึงเปลือกหอย และปุ๋ยหมัก หรือการนำวัสดุต่าง ๆ มาผสมกันเพื่อทำเป็นตัวกลาง โดยจุลินทรีย์จะทำการเกาะติดอยู่ที่ผิวของตัวกลาง และชั้นของตัวกลางควรเป็นชั้นที่ให้อากาศไหลผ่านได้สะดวกด้วยเช่นกัน และปัจจัยหลักที่สำคัญในการออกแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพโดยทั่วไปได้แก่



รูปที่ 2.7 ระบบกรองชีวภาพแบบพื้นฐาน (Sandeep et al., 2010)

1) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญในกระบวนการทางชีวภาพ เนื่องจากมีความเกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโตและการรอดชีวิตของจุลินทรีย์ ซึ่งช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์จะอยู่ในช่วง 30 – 40 องศาเซลเซียส ซึ่งหากในกระบวนการบำบัดมลพิษอากาศมีอุณหภูมิที่สูง หรือต่ำจนเกินไปจะทำให้มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และประสิทธิภาพในการบำบัดสารมลพิษได้เช่นกัน

2) ความชื้น (Moisture)

ความชื้นเป็นตัวแปรที่มีความสัมพันธ์กับการดำรงชีวิตและการเกาะติดของชั้นฟิล์มชีวภาพของเซลล์จุลินทรีย์ ความชื้นสามารถช่วยให้จุลินทรีย์และสารมลพิษสามารถสัมผัสกันได้ง่ายขึ้นการที่มีความชื้นต่ำจะส่งผลต่อการส่งผ่านความชื้นในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารมลพิษและหากถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีความชื้นมากเกินไปจะทำให้เกิดสภาวะความดันลดในถังได้ ส่งผลต่อความเข้มข้นของสารมลพิษที่เข้ามา อัตราการไหลของสารมลพิษและอาจทำให้เกิดสภาวะไร้อากาศขึ้นในถังได้ เนื่องจากการแพร่ของอากาศไม่สามารถแพร่เข้าไปได้ ซึ่งความชื้นที่มีความเหมาะสมต่อกระบวนการในการบำบัดสารมลพิษอากาศควรอยู่ที่ร้อยละ 40 – 60

3) การควบคุมสารอาหาร (Care and Feeding)

ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพจะเห็นได้ว่าสารมลพิษเป็นแหล่งอาหารที่สำคัญของจุลินทรีย์นอกจากสารมลพิษที่มีองค์ประกอบของหมู่คาร์บอนแล้วจุลินทรีย์ยังมีความต้องการธาตุอาหารอื่นอีกด้วย เช่น ไนโตรเจนเนื่องจากไนโตรเจนเป็นสารอาหารที่ช่วยในการสร้างผนังเซลล์และกรดนิวคลีอิกของเซลล์จุลินทรีย์ นอกเหนือจากไนโตรเจนและธาตุอาหารอื่นก็มีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ได้เช่นกัน คือ ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม ซัลเฟอร์ แมงกานีส แคลเซียม โซเดียมและเหล็ก เป็นต้น โดยไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและโพแทสเซียมเป็นธาตุอาหารหลักที่

จุลินทรีย์ต้องการเพื่อนำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ และในส่วนของแมงกานีส แคลเซียม โซเดียม และเหล็กเป็นธาตุอาหารที่จุลินทรีย์ต้องการเพียงเล็กน้อยเท่านั้น

4) ความเป็นกรด (Acidity)

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพส่วนใหญ่จะมีค่าความเป็นกรดเบสที่เป็นกลางคือประมาณ 7 ยกเว้นการบำบัดสารมลพิษบางชนิดอาจทำให้ค่าความเป็นกรดเบสของระบบเปลี่ยนแปลงไป เช่น ในกระบวนการบำบัดไฮโดรเจนซัลไฟด์และสารมลพิษในกลุ่มฮาโลเจนจะทำให้ระบบมีความเป็นกรดเกิดขึ้น ซึ่งความเป็นกรดส่วนใหญ่แล้วจะขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ สารมลพิษที่ใช้ในการบำบัด สารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบ และผลิตภัณฑ์สุดท้ายหลังจากที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารมลพิษแล้ว เป็นต้น

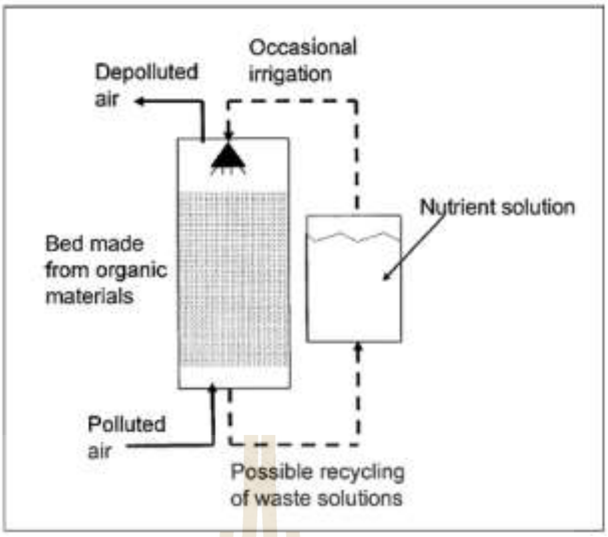
5) จำนวนประชากรของจุลินทรีย์ (Microbe population)

จำนวนของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับการปรับตัวของจุลินทรีย์ให้สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาวะของสารมลพิษต่าง ๆ ได้ ในช่วงแรกของการเดินระบบควรมีระยะเวลาให้จุลินทรีย์ได้มีการปรับตัวให้สามารถทนกับสภาพที่เป็นอยู่ได้ หากในช่วงแรกทำการเดินระบบโดยไม่มีการปรับสภาพของระบบจะทำให้ระบบเกิดความเสียหายได้ เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่สามารถทนกับสภาวะของสารมลพิษที่มีความเข้มข้นสูง ๆ ได้ในช่วงแรก (US EPA, 2003)

ซึ่งกระบวนการในการบำบัดโดยกระบวนการทางชีวภาพด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่เป็นที่นิยมกันโดยทั่วไปได้แก่ 1. ระบบกรองชีวภาพ(Biofilter) 2. ระบบไบโอสครับเบอร์(Bioscrubber)

2.4.2 ระบบกรองชีวภาพ (Biofilter)

ระบบกรองชีวภาพเป็นระบบที่มีความเหมาะสมกับสารมลพิษที่มีความเข้มข้นไม่สูงมาก แต่มีปริมาณของสารมลพิษสูง (Chua et al., 2000) เป็นกระบวนการในการบำบัดสารมลพิษโดยสารมลพิษจะสัมผัสกับความชื้นภายในถังปฏิกรณ์เคลื่อนที่ผ่านตัวกลางและเข้าไปในชั้นฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์และทำการย่อยสลายในขั้นต่อไป ซึ่งกระบวนการในการทำงานจะประกอบไปด้วยกระบวนการในการดูดซับ (absorption) และการย่อยสลายสารมลพิษ (degradation) ดังแสดงในรูปที่ 2.8 ระบบกรองชีวภาพจะประกอบไปด้วยส่วนที่ให้จุลินทรีย์ยึดเกาะคือส่วนของถังปฏิกรณ์ที่มีตัวกลาง และส่วนของถังเก็บสารอาหารเพื่อทำหน้าที่ให้ความชื้นกับส่วนที่เป็นตัวกลางในถังปฏิกรณ์ ข้อดีและข้อเสียของระบบกรองชีวภาพโดยทั่วไปคือ



รูปที่ 2.8 องค์ประกอบของระบบกรองชีวภาพ (Biofilter) (Sandeep et al., 2010)

ข้อดี

- ค่าใช้จ่ายในการควบคุมต่ำ
- ความดันลด (pressure drop) ต่ำ
- สามารถบำบัดสารมลพิษที่มีปริมาณสูง ๆ และความเข้มข้นต่ำ ๆ ได้ดี
- ไม่ทำให้เกิดของเสียอันตรายหลังจากการบำบัด
- ใช้ได้ดีกับสารมลพิษอากาศที่ละลายน้ำได้น้อย

ข้อเสีย

- เมื่อใช้เป็นระยะเวลานานอาจทำให้เกิดการอุดตันของตัวกลาง
- มักพบปัญหาเกี่ยวกับการเสื่อมสภาพของตัวกลาง
- สามารถบำบัดสารมลพิษที่มีความเข้มข้นสูง ๆ ได้น้อย
- ควบคุมความชื้นและค่าความเป็นกรดเบสได้ยาก

2.4.2.1 การควบคุมระบบกรองชีวภาพ

การควบคุมระบบกรองชีวภาพมีกระบวนการที่เกี่ยวข้องโดยเริ่มจากการเคลื่อนที่ของสารมลพิษสู่ส่วนที่เป็นของเหลว การดูดซับของสารมลพิษอากาศ (adsorption) สู่ตัวกลางและชั้นของฟิล์มชีวภาพ (Devinny et al., 1999) และในกระบวนการสุดท้ายเป็นกระบวนการย่อยสลายทาง กายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งพารามิเตอร์ที่สำคัญในระบบกรองชีวภาพประกอบไปด้วย

1.1 การเคลื่อนที่ของสารมลพิษ

เป็นการเคลื่อนที่ของสารมลพิษสู่ตัวกลางในส่วนที่เป็นของเหลว ซึ่งโดยทั่วไปจะไม่จำกัด ถือว่าก๊าซและของเหลวอยู่ในสภาวะสมดุลและในสภาวะสมดุลการแยกส่วนระหว่างก๊าซและของเหลวสามารถอธิบายโดยกฎของ Henry จากสมการ (2.6)

$$P = HC_l \tag{2.6}$$

เมื่อ

P = ความดันย่อยของก๊าซ (atm)

H = Henry's Law constant (atm-m^3/mole)

C_l = ความเข้มข้นของสารในน้ำ

หากค่า Henrys coefficient มีค่ามากกว่า 0.01 atm-m^3/mole จะทำให้สารมลพิษอยู่ในรูปของไอระเหยและหากมีค่าสูงมาก ๆ จะทำให้สารมลพิษละลายน้ำได้น้อย (Shareefdeen and Singh, 2005)

1.2 ฟิล์มชีวภาพ

ฟิล์มชีวภาพเป็นส่วนประกอบหลัก ๆ ของระบบกรองชีวภาพซึ่งเป็นส่วนที่ทำให้เกิดการย่อยสลายสารมลพิษ ฟิล์มชีวภาพเป็นส่วนที่มีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนพื้นผิวของตัวกลางในส่วนที่เป็นของแข็ง โดยจะเกิดการย่อยสลายสารมลพิษโดยใช้เอนไซม์ของจุลินทรีย์และจะต้องไม่ทำให้เกิดสารมลพิษที่มีความเป็นพิษ ซึ่งความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพมีปัจจัยหลักคือชนิดของสารมลพิษ อัตราการไหลของสารมลพิษ ชนิดของตัวกลางและการออกแบบระบบ โดยปกติความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพอาจมีความหนาได้ตั้งแต่น้อยกว่า 1 มิลลิเมตร ไปจนถึง 1 เซนติเมตร ซึ่งการเจริญจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพจะขึ้นอยู่กับสารตั้งต้น ปริมาณออกซิเจนและสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ (Pastorella, Gazzola, Guadarrama and Marsili, 2012)

1.3 ตัวกลาง

ตัวกลางเป็นส่วนสำคัญของระบบกรองชีวภาพเนื่องจากเป็นส่วนรองรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งตัวกลางจะต้องมีคุณสมบัติดังต่อไปนี้คือ (1) มีพื้นที่ผิวสัมผัสสูงเพื่อช่วยในการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพและช่วยเพิ่มพื้นที่ผิวในการสัมผัสระหว่างสารมลพิษและจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพ (2) มีความพรุนสูง เพื่อช่วยในการกระจายตัวของสารมลพิษได้ทั่วถึง และ(3) สามารถกักเก็บน้ำได้ดีเพื่อหลีกเลี่ยงการแห้งของตัวกลาง โดยตัวกลางที่นิยมใช้กันในระบบกรองชีวภาพได้แก่ ถ่านหิน ดิน ก้อนหินและเปลือกไม้ เป็นต้น ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดสารมลพิษขึ้นอยู่กับการดูดซับสารมลพิษของตัวกลางและความสูงของชั้นตัวกลางที่มีความเหมาะสมกับระบบควรมีความสูงไม่เกิน 1 เมตร หรือประมาณ 40-60% ของความสูงของถังปฏิกรณ์ (Schroeder, 2002)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

1.4 ปริมาณออกซิเจน

ปริมาณออกซิเจนเป็นพารามิเตอร์ที่มีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของระบบกรองชีวภาพ เนื่องจากมีผลต่อกลไกในการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพที่ต้องอาศัยออกซิเจนในการออกซิไดซ์สารมลพิษ หรือจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ใช้ออกซิเจนในการเจริญเติบโต หากในระบบมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอจะทำให้เกิดสภาวะไร้อากาศขึ้นทำให้การย่อยสลายสารมลพิษของจุลินทรีย์เกิดได้ไม่สมบูรณ์

1.5 สารอาหาร

แหล่งคาร์บอนที่สำคัญของจุลินทรีย์ในระบบได้จากสารมลพิษที่เข้าระบบ ไฮโดรเจนและออกซิเจนได้จากการเติมอากาศที่เข้าสู่ระบบและในอาหารเหลวที่ป้อนเข้าระบบ นอกจากนี้จุลินทรีย์ยังต้องการธาตุอาหารที่จำเป็นต่อกระบวนการในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เช่น ไนโตรเจน โพแทสเซียม ฟอสฟอรัส วิตามินและโลหะหนัก เป็นต้น

1.6 ความชื้น

ความชื้นมีความสัมพันธ์กับกระบวนการต่าง ๆ และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งระบบกรองชีวภาพหากมีความชื้นมากเกินไปจะทำให้ระบบเกิดสภาวะความดันลดขึ้นได้ ความชื้นของระบบกรองชีวภาพควรมีค่าเท่ากับ 35% และหากเป็นวัสดุที่หมักควรมีความชื้นอยู่ที่ 40% และความชื้นของระบบกรองชีวภาพสามารถสูงได้ถึง 80% ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของตัวกลางแต่ละชนิด ดังแสดงในตารางที่ 2.8

1.7 อุณหภูมิ

อุณหภูมิของระบบกรองชีวภาพขึ้นอยู่กับอุณหภูมิของสภาพบรรยากาศภายนอกระบบและชนิดของจุลินทรีย์แต่ละชนิด ช่วงอุณหภูมิที่มีความเหมาะสมอาจอยู่ในช่วง 20 – 40 องศาเซลเซียส

1.8 ความเป็นกรดเบส (pH)

จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ดีที่ความเป็นกรดเบสเป็นกลาง แต่ในการบำบัดก๊าซบางชนิดอาจส่งผลทำให้เกิดกรดขึ้น ตัวอย่างเช่น ในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำให้เกิดกรดซัลฟิวริก ซึ่งทำให้ค่าความเป็นกรดเบสต่ำลง ดังนั้นจึงต้องมีการควบคุมค่าความเป็นกรดเบสโดยการเติมสารบางชนิดเพื่อปรับความเป็นกรดเบสให้เหมาะสม

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

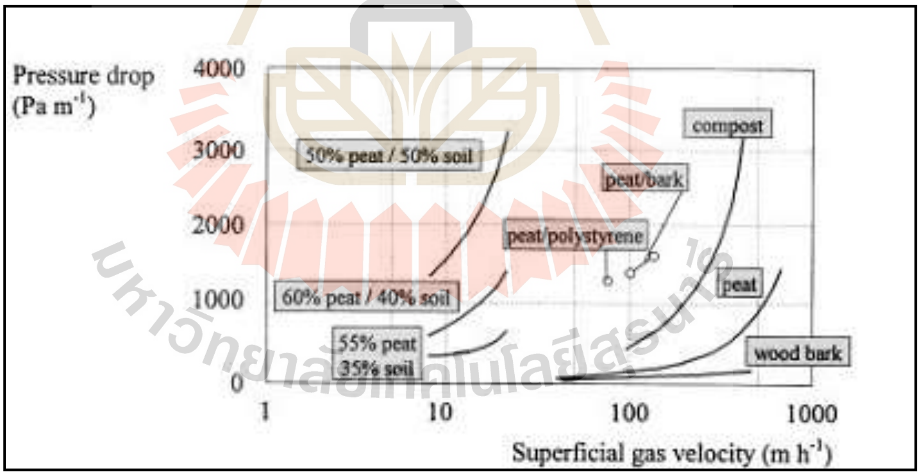
ตารางที่ 2.8 ความแตกต่างของความชื้นของตัวกลางแต่ละชนิด

ตัวกลาง	ความชื้น(%)	การควบคุมความชื้น
ปุ๋ยหมัก	50-70	ให้ความชื้นเป็นระยะ
เปลือกไม้	60-70	ให้ความชื้นเป็นระยะ
ดิน	40-70	ให้ความชื้นอย่างต่อเนื่อง
ปุ๋ยหมัก+สารอนินทรีย์	40-70	ให้ความชื้นเป็นระยะ/ต่อเนื่อง
ปุ๋ยหมัก+โพลีสไตรีน	40-60	ให้ความชื้นเป็นระยะ/ต่อเนื่อง
ปุ๋ยหมัก+หิน/แร่	40-70	ให้ความชื้นเป็นระยะ/ต่อเนื่อง

ที่มา : Kennes and Thalasso (1988)

1.9 ความดันลด

ความดันลดคือความต่างของความดันเข้าและออกระบบ ถ้าระบบมีความดันลดมากจะทำให้อัตราการไหลของอากาศที่เข้าระบบลดลง (Kennes, 2009) ซึ่งความดันลดจะขึ้นอยู่กับประเภทของตัวกลาง ความพรุนและปริมาณความชื้นดังแสดงในรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.9 ความแตกต่างของชนิดวัสดุและความดันลดที่เกิดขึ้น (Sandeep et al., 2010)

2.4.3 ระบบไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubber)

ระบบไบโอสครับเบอร์เริ่มใช้ในการบำบัดกลิ่นครั้งแรกที่อเมริกาเหนือในปี 1960 เป็นระบบที่สารมลพิษจะต้องมีการดูดซับ (adsorb) เข้าสู่ส่วนที่เป็นของเหลวและจะเป็นการบำบัดโดยกระบวนการทางชีวภาพ ในขั้นต่อไป ส่วนที่เป็นของเหลวของระบบชีวภาพจะมีการหมุนเวียนกลับ

ของสารเข้าสู่คอลัมน์อยู่ตลอดเวลาเพื่อช่วยในการเติมออกซิเจนให้กับสารอาหารและภายในระบบไบโอสครับเบอร์ ระบบนี้เป็นระบบที่มีความเหมาะสมกับสารมลพิษที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี เช่น ไฮโดรเจนไซยาไนด์ ไฮโดรเจนซัลไฟด์และสารระเหย (VOCs) ที่สามารถละลายน้ำได้ พารามิเตอร์ในการออกแบบระบบไบโอสครับเบอร์หลักที่สำคัญ คือ ชนิดของตัวกลาง ระยะเวลาในการกักเก็บสารมลพิษและอัตราการไหลของตัวกลางที่เป็นของเหลว ซึ่งระบบไบโอ-สครับเบอร์มีข้อดีและข้อเสียดังนี้ คือ

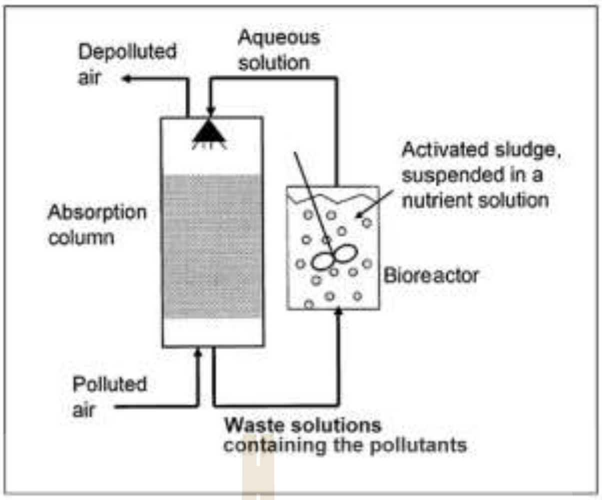
ข้อดี

- สามารถควบคุมปัจจัยต่าง ๆ ได้ง่าย เช่นความเป็นกรดเบสและสารอาหาร
- เกิดภาวะความดันลดต่ำ (pressure drop)
- ต้องการพื้นที่ในการติดตั้งระบบน้อย

ข้อเสีย

- มีประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำกับสารมลพิษที่ละลายน้ำได้น้อย
- อาจทำให้เกิดสลัดจ์บ้างบางส่วน
- อาจทำให้เกิดของเสียในรูปของของเหลว

ระบบไบโอสครับเบอร์เป็นการรวมระหว่างระบบกรองชีวภาพและระบบโปรยกรองชีวภาพเข้าไว้ด้วยกัน เพื่อปรับปรุงการดูดซึมสารมลพิษของตัวกลางที่เป็นของเหลวและช่วยเพิ่มระยะเวลาในการสัมผัสกันระหว่างสารมลพิษและจุลินทรีย์ (Kennes et al., 2009) ซึ่งทำให้มีความสามารถในการบำบัดสารมลพิษที่มีความเข้มข้นสูง ๆ ได้ ระบบไบโอสครับเบอร์เป็นระบบที่จุลินทรีย์ยึดเกาะที่ตัวกลางหรือแขวนลอยอยู่ในอาหาร จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตแบบแขวนลอยจะกระจายตัวโดยทั่วไปในอาหารเหลว ซึ่งระบบไบโอสครับเบอร์ที่เป็นแบบฟิกซ์-ฟิล์มจุลินทรีย์จะยึดเกาะบนตัวกลางจำพวกแก้ว เซรามิก โลหะหรือพลาสติก หลังจากนั้นจะเกิดกระบวนการดูดซึมและการย่อยสลายทางชีวภาพ การดูดซึมอาจจะเกิดในส่วนของตัวกลางในคอลัมน์ (packed tower) ส่วนของการกระจายน้ำ (spray tower) และส่วนของ bubble column (Devinny et al.,1999) เฟสของของเหลวจะถูกย้ายไปยังถังเติมอากาศซึ่งจะเกิดการบำบัดและนำกลับมาใช้ในระบบได้อีกครั้ง ซึ่งระบบไบโอสครับเบอร์เหมาะกับสารมลพิษที่สามารถละลายน้ำได้ ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดจะเพิ่มขึ้นได้หากมีการออกแบบจัดการระบบที่ดี ซึ่งพารามิเตอร์ที่สำคัญคือ ชนิดของจุลินทรีย์ อัตราการหมุนเวียนของอาหาร ชนิดของตัวกลางและระยะเวลากักเก็บ (Potivichayanon., 2009) ลักษณะของระบบไบโอสครับเบอร์จะมีลักษณะดังแสดงในรูปที่ 2.10



รูปที่ 2.10 องค์ประกอบของระบบไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubber) (Sandeep et al., 2010)

ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นตัวแปรสำคัญที่ช่วยให้ระบบไบโอสครับเบอร์มีความสามารถในการกำจัดสารมลพิษได้ดีดังเช่น

1) ชนิดของจุลินทรีย์

จุลินทรีย์แต่ละชนิดมีความสามารถในการย่อยสลายสารอาหารที่แตกต่างกัน เช่น จุลินทรีย์บางชนิดมีความสามารถในการย่อยสลายองค์ประกอบของไซยาไนด์โดยใช้เอนไซม์ที่มีเฉพาะตัวของจุลินทรีย์ ดังแสดงในตารางที่ 2.9

2) การหมุนเวียนของสารอาหาร

การหมุนเวียนสารอาหารเป็นการเติมออกซิเจนให้กับระบบไบโอสครับเบอร์เนื่องจากจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ที่ใช้ในระบบไบโอสครับเบอร์เป็นจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ย่อยสลายสารอินทรีย์โดยการใช้ออกซิเจน นอกจากนี้การหมุนเวียนสารอาหารยังช่วยให้ตัวกลางภายในระบบมีความชุ่มชื้นตลอดเวลา ลดการหลุดของฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางและช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารมลพิษของจุลินทรีย์อีกด้วย

ตารางที่ 2.9 กลุ่มของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารองค์ประกอบของไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์

จุลินทรีย์		
Stemphylium loti	*Fusarium oxysporum*	*Trichoderma harzianum*
Bacillus sterothermophilus	*Fusarium solani*	*Pseudomonas* sp.
Pseudomonas fluorescence	*Pseudomonas stutzeri*	*Trichoderma pseudokoningi*
Rhizopus oryzae	*Pseudomonas diminuta*	*Arthrospira maxima*
Phanerochaete chrysosporium	*Stephylococcus seiuri*	*Chlorella* sp.
Bacillus pumilus	*Agrobacterium radiobactor*	*Scendesmus obliquus*
Pseudomonas aeruginosa	*Burkholderia cepacia*	*Methylobacterium* sp.
Gliocladium virens	*Citrobactre* sp.	*Pleuratus sajor-caju*
Muco sp.	*Trichoderma* sp.	*Trametes versicolor*
Trichoderma koningi	*Klesiella oxytoca*	*Polyporuarcularis Schizophylum*

ที่มา : Yasemin และคณะ (2010)

3) ชนิดของตัวกลาง

ตัวกลางเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญของระบบฟิล์มชีวภาพ ตัวกลางเป็นส่วนที่จุลินทรีย์สามารถเกิดการเกาะติดได้ มีพื้นผิวสัมผัสสูง มีค่า bulk density ต่ำเนื่องจากจะช่วยให้สารมลพิษและจุลินทรีย์สามารถสัมผัสกันได้อย่างทั่วถึง ซึ่งปัจจุบันในโรงงานอุตสาหกรรมนิยมใช้ตัวกลางชนิด polypropylene เนื่องจากมีความทนทานและสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้

4) ระยะเวลากักเก็บ (EBRT)

ระยะเวลากักเก็บ คือระยะเวลาที่ก๊าซผ่านเข้าไปในคอลัมน์ของระบบไบโอสครับเบอร์ ซึ่งสามารถคำนวณได้จากปริมาตรส่วนด้วยอัตราการไหล

$$\text{EBRT} = \frac{V}{Q} \tag{2.7}$$

เมื่อ EBRT (Empty bed retention time) : s หรือ min

V (Volume of packed bed) : m^3

Q (Gas flow rate) : m^3/s หรือ m^3/min

ระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมกับเครื่องดักจับทางชีวภาพจะอยู่ระหว่าง 10-15 วินาที สำหรับระบบธรรมดา แต่ในบางระบบอาจจะออกแบบให้ระบบโดยมีค่า EBRT นานกว่า 30 วินาที (Chua et al., 2000)

2.4.4 ข้อแตกต่างระหว่างระบบกรองชีวภาพ(Biofilter) และไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubber)

เนื่องจากระบบบำบัดมลพิษอากาศทั้งสองระบบเป็นระบบที่มีหลักการคล้าย ๆ กันจึงมีความแตกต่างกันไม่มากนัก ซึ่งความแตกต่างของระบบบำบัดทั้งสองระบบอาจสังเกตได้จากตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 ข้อแตกต่างของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

ชนิดของระบบ	ส่วนเคลื่อนที่	ตัวกลาง	จุลินทรีย์
ไบโอสครับเบอร์	ของเหลว/ก๊าซ	ไม่จำกัดชนิด	เกาะติด/แขวนลอย
กรองชีวภาพ	ก๊าซ	สารอินทรีย์/สังเคราะห์	เกาะติด

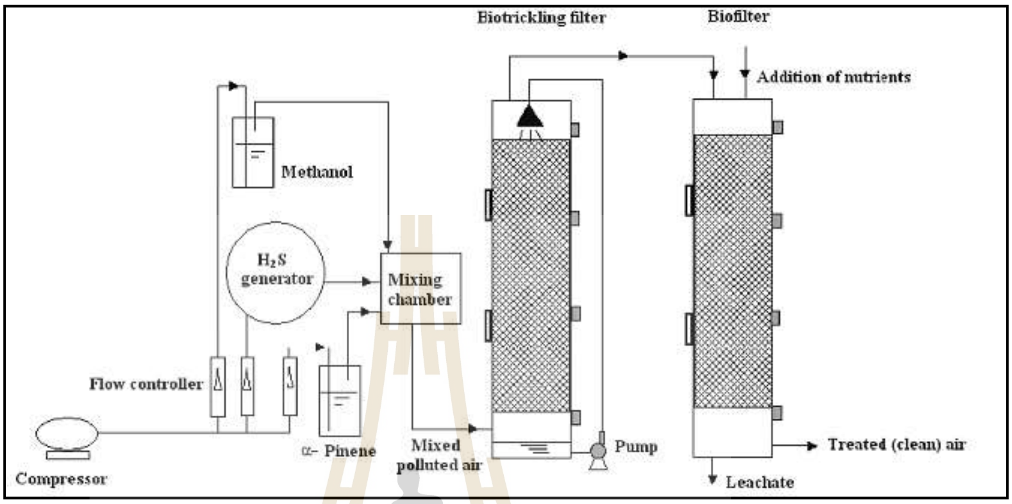
ที่มา : Kennes and Thalasso (1998)

จะเห็นได้ว่าระบบบำบัดมลพิษแบบไบโอสครับเบอร์จะมีความเหมาะสมกับสารมลพิษที่อยู่ในรูปของของเหลวและก๊าซซึ่งมีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์มากกว่าระบบกรองชีวภาพ เนื่องจากก๊าซทั้งสองชนิดมีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี ระบบกรองชีวภาพสามารถใช้ได้ดีกับสารมลพิษที่อยู่ในรูปของก๊าซ และละลายน้ำได้น้อย (ตารางที่ 2.10) นอกจากนี้ระบบไบโอสครับเบอร์ยังมีการออกแบบโดยการรวมระบบกรองชีวภาพ และระบบโปรยกรองชีวภาพเข้าไว้ด้วยกันเพื่อช่วยเพิ่มการดูดซับของสารมลพิษให้อยู่ในตัวกลางที่เป็นของเหลว และช่วยเพิ่มระยะเวลาในการสัมผัสระหว่าสารมลพิษและจุลินทรีย์ (Kennes and Thalasso, 1998) ซึ่งในด้านของประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบทั้งสองชนิดจะขึ้นอยู่กับการเลือกระบบให้มีความเหมาะสมกับชนิดของสารมลพิษ โดยระบบทั้งสองชนิดมีความสามารถในการบำบัดสารมลพิษได้สูงถึง 90 – 98 % จะเห็นได้ว่าระบบกรองชีวภาพจะต้องมีการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องในการบำบัด มากกว่าระบบไบโอสครับเบอร์ที่มีการควบคุมปัจจัยต่าง ๆ ได้ง่ายกว่าระบบกรองชีวภาพ เป็นต้น

2.5 ระบบถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบคู่

ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบคู่เป็นการทำงานร่วมกันของถังปฏิกรณ์ชีวภาพด้วยกันสองถังโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแต่ละระบบจะเป็นระบบเดียวกันหรือเป็นระบบที่แตกต่างกันก็ได้ ขึ้นอยู่กับชนิดของสารมลพิษที่ต้องการบำบัด จากการศึกษาของ Rene, Lopez, Veiga and Kennes (2010)ได้ทำการศึกษาการบำบัด ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ร่วมกับสารมลพิษในกลุ่มสารอินทรีย์ระเหยง่าย (VOCs) ซึ่งประกอบไปด้วยสารมลพิษด้วยกันสองชนิด คือ เมทานอลและแอลฟาฟีนนีน โดยใช้ระบบกรองชีวภาพร่วมกับระบบโปรยกรองชีวภาพดังแสดงในรูปที่ 2.11 ใช้ยีสต์และจุลินทรีย์เป็น

ตัวกลางในการย่อยสลายสารมลพิษทั้งสองชนิด ซึ่งใช้ยีสต์ในการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลายเมทานอลและแอลฟาฟีนนีน โดย Reneและคณะ (2010) ได้ทำการศึกษาถึงปัจจัยที่มีความสำคัญต่อการบำบัดสารมลพิษแบบผสมกันทั้งสามชนิด



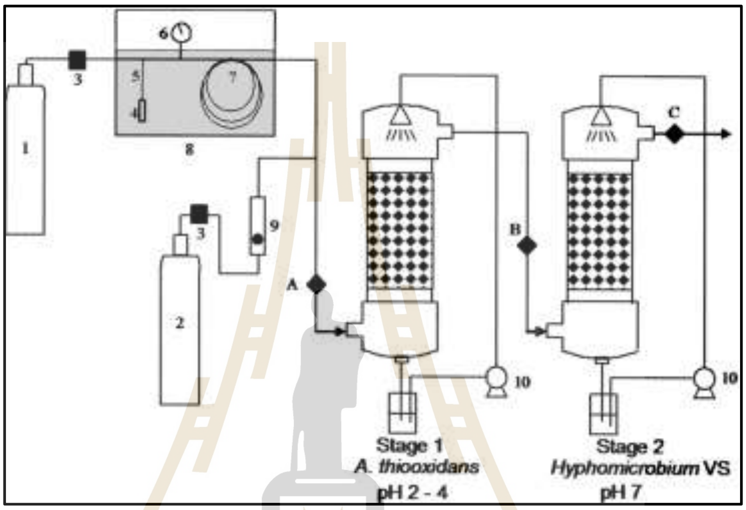
รูปที่ 2.11 ระบบบำบัดบัดที่ทำงานร่วมกันแบบสองระบบ คือระบบโปรยกรองชีวภาพและระบบกรองชีวภาพ (Rene et al. 2010)

โดยผลการศึกษาความเข้มข้นของสารมลพิษและประสิทธิภาพในการบำบัดพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารมลพิษมีความสัมพันธ์กับระยะเวลากักเก็บของระบบซึ่งระยะเวลาการกักเก็บที่แนะนำควรอยู่ในช่วงระหว่าง 103 – 124 วินาที ซึ่งมีความสอดคล้องกับการศึกษาของ Jeong, Park, Lee, and Cha (2006) ที่แนะนำว่าระยะเวลาการกักเก็บไว้เท่ากับ 112–137 วินาที โดยระยะเวลาในการกักเก็บมีความสัมพันธ์กับกระบวนการในการใช้เอนไซม์ในการย่อยสลายสารมลพิษของจุลินทรีย์ซึ่งโดยปกติสำหรับระบบบำบัดแบบคอลัมน์เดี่ยวจะอยู่ในช่วง 22-41 วินาที (Kennes and Veiga, 2001)

สำหรับอัตราการไหลของของเหลวขึ้นอยู่กับชนิดของสารพิษที่ต้องการบำบัด และความชื้นของระบบโดยทั่วไปความชื้นในถังปฏิกรณ์ชีวภาพควรอยู่ที่ร้อยละ 60-70 (Schroeder, 2002) และนอกจากนี้อัตราการไหลของตัวกลางยังมีความสัมพันธ์กับปริมาณสัดส่วนของตัวกลาง ปริมาณของจุลินทรีย์และการกระจายตัวของของเหลวในระบบ (Rene et al., 2010)

ส่วนปัจจัยทางกายภาพ เคมีและชีวภาพเป็นปัจจัยหลัก ๆ ที่มีความคล้ายคลึงกับการใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพทั่ว ๆ ไป เช่น การควบคุมด้านอุณหภูมิ ความเป็นกรดเบส การเลือกใช้ตัวกลาง ชนิดของจุลินทรีย์ และการควบคุมความดันลด เป็นต้น

นอกจากนี้การศึกษาของ Sercu, Nunez, Langenhove, Aroca and Veratrate (2005) ได้ทำการศึกษาการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และไดเมททิลซัลไฟด์ ด้วยระบบ Biotrickling filter แบบ 2 ถังปฏิกรณ์ โดยจุลินทรีย์ *Acidithiobacillus thiooxidans* ในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และ *Hyphomicrobium VS.* ในการบำบัดไดเมทิลซัลไฟด์ตัวกลางที่ใช้คือตัวกลางโพลีเอทิลลีนและรูปแบบการเดินระบบแสดงดังในรูปที่ 2.12 ระหว่างการเดินระบบมีการปรับค่าความเป็นกรดเบสของระบบเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบให้ดีขึ้น



รูปที่ 2.12 ระบบ Biotrickling filter แบบ 2 ถังปฏิกรณ์ (Sercu et al., 2005)

Two-stage biotrickling filter set-up with gas sampling points (A–C): 1.dry air gas bottle (Air Liquide); 2. H_2S gas bottle (99%, Praxair); 3.mass flow controller; 4.DMS reservoir; 5.capillary tube; 6.manometer; 7.capillary tubing; 8.thermostatic water bath; 9.rotameter (Gilmont); 10.peristaltic pump.

จากการศึกษาของ Sercu และคณะ (2005) พบว่าระยะเวลากักเก็บที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดก๊าซทั้งสองดีที่สุดอยู่ในช่วง 60-120 วินาที ซึ่งประสิทธิภาพสูงสุดของระยะเวลากักเก็บของแต่ละระบบขึ้นอยู่กับ (1)ลักษณะของระบบบำบัดที่ใช้ (2) อัตราการหมุนเวียนของสารอาหารภายในระบบ (recirculation rate) (3) ลักษณะโครงสร้างและพื้นผิวสัมผัสของตัวกลาง (4) การกระจายของของเหลวภายในระบบ หรือความชื้นที่ใช้ในระบบ ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดก๊าซทั้งสองชนิดของระบบคิดเป็นร้อยละ 99

ข้อดีและข้อเสียของระบบถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบคู่

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ข้อดี

- สามารถบำบัดสารมลพิษได้มากกว่าหนึ่งชนิดในขั้นตอนเดียวกัน
- อัตราการไหลของระบบค่อนข้างคงที่
- สามรถใช้ได้กับระบบแยกเชื้อ และระบบรวมเชื้อ

ข้อเสีย

- อาจควบคุมปัจจัยบางปัจจัยได้ยากเช่น ความดันลด
- การศึกษาด้านการออกแบบระบบยังไม่แพร่หลาย

เนื่องจากกระบวนการในการในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความเหมาะสมกับการใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบคู่เนื่องจากก๊าซทั้งสองชนิดมีคุณสมบัติที่มีความคล้ายคลึงกัน คือเป็นก๊าซที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี นอกจากนี้ในการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ด้วยกระบวนการออกซิเดทีฟโดยจุลินทรีย์แล้ว กระบวนการรีดักทีฟเป็นอีกกระบวนการหนึ่งที่สามารถเกิดขึ้นได้ในกระบวนการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ ในการบำบัดสารมลพิษของถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบคู่โดยทั่วไปอาจมีบางช่วงของถังปฏิกรณ์มีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพออาจทำให้เกิดสภาวะไร้ออกซิเจน (anaerobic condition) และสภาวะออกซิเจนไม่เพียงพอ (anoxic) ขึ้นได้ ซึ่งมีส่วนช่วยในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ให้มีประสิทธิภาพและมีความสมบูรณ์มากยิ่งขึ้นและช่วยให้ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถสัมผัสกับตัวกลางและเพิ่มการดูดซับเข้าสู่เซลล์จุลินทรีย์ได้ดีอีกด้วย

2.6 หลักการทำงานของระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่

1) การเคลื่อนที่ของก๊าซ (Gas Transfer) ณ สภาวะสมดุลการแบ่งแยกระหว่างอากาศและน้ำ เมื่อสารอินทรีย์ระเหยละลายลงในน้ำจะมีสารส่วนหนึ่งปริมาณเพียงเล็กน้อยระเหยไปอยู่ในสภาวะก๊าซบริเวณเหนือผิวน้ำ (Headspace) สัดส่วนของก๊าซต่อสารละลาย (gaseous-aqueous partitioning) ของสารประกอบระหว่างการแยกสถานะสามารถอธิบายได้ด้วยค่าสัมประสิทธิ์ของเฮนรี่ (Henry’s law coefficient) หรือค่าคงที่ของเฮนรี่ (Henry’s law constant) ซึ่งเป็นค่าคงที่ของการระเหยเป็นไอของสารอินทรีย์ระเหยที่ละลายในน้ำโดย Henry’s law กล่าวว่า ที่สภาวะสมดุลความดันย่อย (Partial Pressure) ของก๊าซเหนือผิวน้ำเป็นปฏิภาคโดยตรงกับความเข้มข้นของสารเคมีในน้ำ ดังสมการที่ (2.6) และสมการที่ (2.9)

$$H' = \frac{C_g}{C_L} \tag{2.8}$$

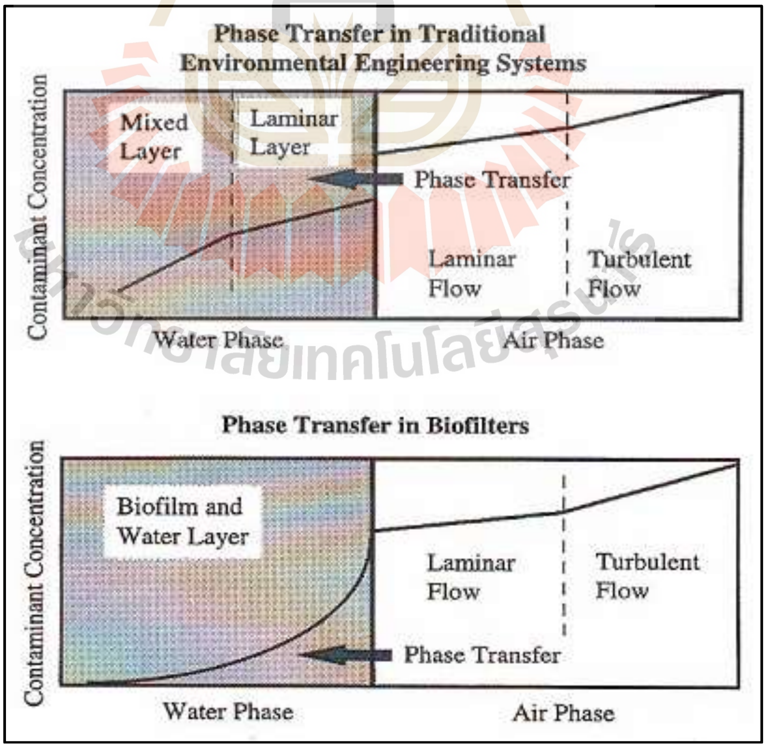
เมื่อ C_g = ความเข้มข้นของสารในก๊าซ, (mg/L)

C_L = ความเข้มข้นของสารในน้ำ, (mg/L)

H′ = dimensionless Henry's Law constant, (-)

2) อัตราการถ่ายเท (Transfer rate) การถ่ายเทมลพิษจากอากาศสู่น้ำมีความสำคัญมากโดย มีหลักเป็นกระบวนการที่สารอินทรีย์หรือมลพิษต่าง ๆ ซึ่งปนเปื้อนอยู่ในสถานะก๊าซถ่ายเทลงสู่ตัวทำละลายในสถานะของเหลวด้วยการถ่ายเทมวลสาร (Mass transfer) แรงขับเคลื่อนของการถ่ายเทมวลสารจะเกี่ยวข้องกับ Partial Pressure ของมลพิษที่อยู่ในสถานะก๊าซ ความดันไอ (vapor pressure) และความสามารถในการละลายได้ (water solubility) ของสารนั้น ซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยแบบจำลองการถ่ายเท 4 ขั้นตอน ดังแสดงในรูปที่ 2.13

การถ่ายเทมวลสารของมลพิษเริ่มจากบริเวณที่มีความเข้มข้นสูงในบรรยากาศโดยการเคลื่อนที่แบบปั่นป่วน (Turbulent) ไปสู่ส่วนที่เป็นของเหลว ซึ่งมลพิษจะเคลื่อนที่โดยการพัดพา (Advection) และการแพร่ (Eddy diffusion) รวมเรียกว่าการพา (Convection) และเมื่อเคลื่อนที่ไปสู่ช่วงเชื่อมต่อของอากาศและน้ำ การไหลของอากาศจะเป็นการไหลแบบราบเรียบ และการแพร่ของโมเลกุลสารมลพิษผ่านชั้นฟิล์มของจุลินทรีย์จะช้าที่สุดหรืออาจกล่าวได้ว่าไม่มีการเคลื่อนที่ของสารมลพิษหรือเป็นการดูดซับของสารมลพิษในชั้นฟิล์มชีวภาพดังแสดงในรูปที่ 2.13



รูปที่ 2.13 แบบจำลองการถ่ายเทมลพิษ

ที่มา: Devinny et al. (1999)

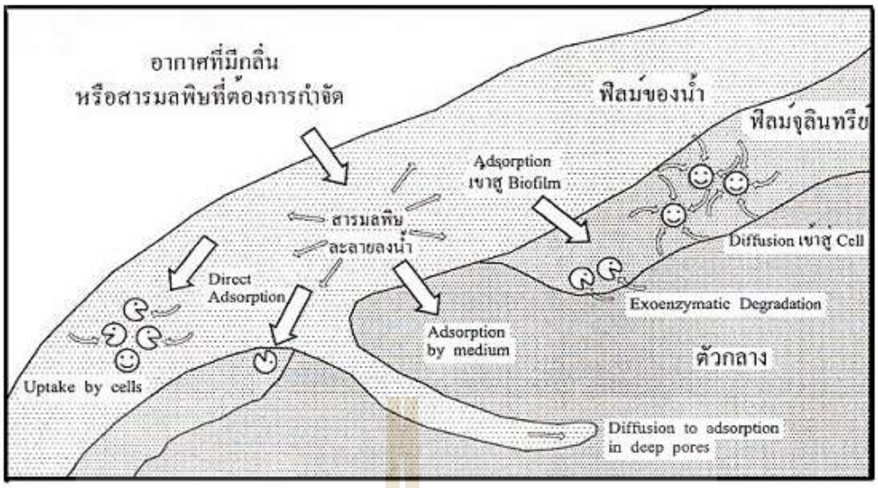
3) สภาวะน้ำ (water phase) ในระบบไบโอสครับเบอร์จะมีการเติมน้ำให้ระบบตลอดเวลา เพื่อรักษาความชื้นภายในระบบ ในทางปฏิบัติควรเติมน้ำที่อัตราต่ำ ๆ เพื่อป้องกันการเกิดน้ำชะส่งผลให้ทำให้ฟิล์มชีวภาพหลุดออก ภายใต้สภาวะการเคลื่อนที่ดังกล่าวการเคลื่อนที่ของน้ำจะเป็นการเคลื่อนที่แบบราบเรียบมากกว่าการเคลื่อนที่แบบปั่นป่วน

4) การดูดซับมลพิษ (adsorbed contaminant) เป็นปัจจัยพื้นฐานในการกำจัดมลพิษซึ่งเกิดจากการเคลื่อนที่ของมลพิษที่ละลายลงสู่น้ำและเคลื่อนที่เข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพหรือตัวกลางของระบบ ทั้งนี้การดูดซับที่เกิดขึ้นภายในระบบ มีแบบจำลองที่ใช้ในการศึกษาอยู่ 2 ชนิด คือ Freudlich model (การดูดซับบนผิวของตัวกลางนั้นไม่ถูกจำกัดปริมาณและปริมาณในการดูดซับ บนตัวกลางจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของมลพิษที่ละลายลงในน้ำ) และ Langmuir model (ความเข้มข้นของมลพิษที่ถูกดูดซับจะสมดุลทางเคมีกับความเข้มข้นของมลพิษที่ละลายน้ำและการดูดซับมีพื้นที่จำกัด)

2.7 ฟิล์มชีวภาพ (Bio-film)

ฟิล์มชีวภาพ คือชั้นของจุลินทรีย์ ซึ่งส่วนมาก หมายถึงแบคทีเรียที่เจริญเติบโตและเกาะอยู่บนพื้นผิวของของแข็งไม่ว่าจะเป็นไม้ เหล็ก พลาสติก ยาง หรือแม้กระทั่งเนื้อเยื่อของสิ่งมีชีวิต (ณฐนนท์ ตราชู , 2551) ฟิล์มชีวภาพ (Bio-film) เป็นกลไกที่สำคัญในการกำจัดมลพิษของระบบบำบัดแบบชีวภาพซึ่งเป็นมวลของจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตบนผิวของตัวกลางและทำให้เกิด การเปลี่ยนรูปสารมลพิษให้เป็นผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษน้อยลง ซึ่งกลไกในการดูดซับเข้าสู่ชั้นของฟิล์มชีวภาพแสดงดังในรูปที่ 2.14

จุลินทรีย์ที่ผิวของฟิล์มชีวภาพจะใช้ออกซิเจนเพื่อทำปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์โดยออกซิเจนและน้ำเสียจะแพร่ (diffuse) สู่ชั้นฟิล์มชีวภาพที่มีเซลล์จุลินทรีย์เนื่องจากความต่างของความเข้มข้นตามทิศทางของการแพร่ (concentration gradient) จากความเข้มข้นสูงไปต่ำดังแสดงในรูปที่ 2.14 เมื่อจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนไปจะเกิดคาร์บอนไดออกไซด์และจะแพร่ออกไปกับอากาศตามความแตกต่างของความเข้มข้นตามทิศทางที่เกิดการแพร่ด้วยเช่นกัน โดยทั่วไปฟิล์มชีวภาพจะทำงานได้ดีเมื่อมีความหนาประมาณ 5 มิลลิเมตรและมีความหนามากที่สุดประมาณ 2 เซนติเมตร เนื่องจากประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบถูกควบคุมด้วยการส่งผ่านมวลสาร (mass transfer limited) ของมลพิษเข้าสู่ฟิล์มชีวภาพซึ่งขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่สารมลพิษสัมผัสกับวัสดุที่นำมาทำเป็นตัวกลางโดยตรง (ศุภวัฒน์ ชัยเกษม, 2551)



รูปที่ 2.14 การดูดซับและการดูดติดผิวภายในระบบกรองชีวภาพ
ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2544)

ดังนั้นหากอัตราการไหลของสารมลพิษมีค่าสูง จะทำให้ระยะเวลาที่มลพิษจะสัมผัสกับตัวกลางมีค่าน้อยลง มลพิษไม่สามารถเข้าถึงพื้นผิวระหว่างอากาศและฟิล์มชีวภาพได้ ทำให้ฟิล์มชีวภาพหลุดลอกและประสิทธิภาพในการบำบัดจะลดลง ซึ่งประโยชน์ของกระบวนการฟิล์มชีวภาพ นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในระบบบำบัดน้ำเสียและระบบบำบัดมลพิษอากาศ เช่น ระบบโปรยกรองชีวภาพ ระบบกรองชีวภาพ ระบบไบโอสครับเบอร์ ระบบจานหมุนชีวภาพ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2552) หรือแม้กระทั่งในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR (Sequencing Batch Reactor) ที่มีการใช้ตัวกลางในกระบวนการบำบัดร่วมด้วย

2.7.1 ทฤษฎีในการเกิดแผ่นฟิล์มชีวภาพ

ทฤษฎีในการเกิดแผ่นฟิล์มชีวภาพ ประกอบด้วยกระบวนการ ดังต่อไปนี้

1) ของเหลวมีการไหลผ่านพื้นผิวของบริเวณที่จะมีการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพ ทำให้พื้นผิวบริเวณนั้นได้รับการปรับสภาพ (conditioning film) ทำให้พื้นผิวมีความเหมาะสมในการก่อตัวของชั้นฟิล์มชีวภาพ

2) จุลินทรีย์ที่มีอยู่โดยทั่วไปในบริเวณพื้นผิวของวัสดุนั้นเกาะติดบนผิวของวัสดุที่ถูกปรับสภาพแล้ว (attachment on conditioned film) ซึ่งมีหลายปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกาะติดของจุลินทรีย์บน conditioned film เช่น ความเป็นกรดเบส อุณหภูมิของพื้นผิว อัตราการไหลของของเหลว ปริมาณสารอาหาร เวลา ช่วงอายุของจุลินทรีย์และความไม่ชอบน้ำ (surface hydrophobicity) จุลินทรีย์จะเกาะผิวโดยใช้ filmbriae, pili, flagella และExopolysaccharides (Hilary, 1995) คือสารที่เป็นเมือกทำให้จุลินทรีย์เกาะกันด้วยแรงหลายแบบ ไม่แค่เฉพาะคุณสมบัติความเป็น

เมือกของชั้นฟิล์มชีวภาพยังมีคุณสมบัติอื่น ๆ เช่น แรงไฟฟ้าสถิต แรงจากพันธะโควาเลนต์และพันธะไฮโดรเจน เป็นต้น (Lazarova and Manem, 1995)

3) ขั้นต่อมาเป็นการแบ่งตัวของจุลินทรีย์ ซึ่งจุลินทรีย์จะทำการสร้างเมือกเพื่อให้เกิดการเกาะติดระหว่างพื้นผิวสัมผัสและในกลุ่มของจุลินทรีย์เอง ซึ่งจะมีการสร้างสารที่มีลักษณะเป็นเมือกเคลือบไว้ที่ผิวหน้าของชั้นฟิล์มชีวภาพคล้ายสารโพลิเมอร์ (Extracellular Polymer) (Hilary, 1995)

4) เมื่อระยะเวลาผ่านไปมีจำนวนจุลินทรีย์มากขึ้นและความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพมากขึ้นจะทำให้บางส่วนของชั้นฟิล์มชีวภาพเกิดการหลุดออก โดยเฉพาะบริเวณที่มีการไหลของของเหลวอยู่ตลอดเวลา

2.7.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกาะติดของจุลินทรีย์ในชั้นฟิล์มชีวภาพ

การเกาะติดของจุลินทรีย์ในชั้นฟิล์มชีวภาพมีปัจจัยหลายปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกาะติดของจุลินทรีย์บนผิววัตถุ (factor affecting microbial attachment to abiotic surface) การเกาะติดของจุลินทรีย์บนพื้นผิวของสิ่งไม่มีชีวิตเช่น แก้ว โลหะ ไม้ หรือหิน ขึ้นอยู่กับคุณลักษณะทางกายภาพเคมี (physicochemical) ของจุลินทรีย์และผิวของวัสดุ ซึ่งปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการเกาะติดของฟิล์มชีวภาพ ได้แก่

1) ระยะเวลาสัมผัส (Contact time)

การเกาะติดของจุลินทรีย์ต้องอาศัยระยะเวลาที่จุลินทรีย์สัมผัสกับพื้นผิวของวัสดุ ซึ่งจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์และผิวของวัสดุ ลักษณะทางเคมีกายภาพของของเหลวรอบข้างและผิวของวัสดุ อาจกระตุ้นให้เกิดการเปลี่ยนแปลงถึงระดับยีนในเซลล์และทำให้เซลล์จุลินทรีย์สร้าง cell surface proteins เพื่อช่วยในการเกาะติดได้ดี ซึ่งจำเป็นจะต้องอาศัยเวลาหรือระยะเวลาสัมผัส

2) ลักษณะความขรุขระของผิววัสดุ (Topography of contact surface)

จากการศึกษาเกี่ยวกับผลของความขรุขระของผิววัสดุต่อการเกาะติดของจุลินทรีย์มีความแตกต่างกัน ซึ่งขึ้นอยู่กับจุลินทรีย์และชนิดของผิววัสดุ จากการศึกษาพบว่าพื้นผิวของวัสดุที่มีความขรุขระจะช่วยในการเกาะติดของฟิลล์ชีวภาพได้ดีขึ้น เนื่องจากมีพื้นผิวสัมผัสมากกว่าพื้นผิววัสดุที่มีผิวเรียบ แต่ทั้งนี้อาจไม่เสมอไปซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ด้วย

3) คุณสมบัติของเซลล์จุลินทรีย์ (Bacterial cell surface)

คุณสมบัติของจุลินทรีย์ที่มีผลต่อการเกาะติดบนผิวของตัวกลาง ได้แก่ อัตราการเจริญเติบโต สารอาหาร อุณหภูมิและเวลาในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

4) การปรับสภาพผิว (Conditioning of a surface)

โดยทั่วไปแล้วฟิล์มชีวภาพจะเกิดขึ้นได้เสมอกับพื้นวัสดุที่จมน้ำและมีจุลินทรีย์อยู่ด้วย ซึ่งการปรับสภาพผิวของวัสดุตัวกลางสามารถทำให้คุณลักษณะทางกายภาพเคมีของวัสดุ

เปลี่ยนแปลงไปได้และส่งผลต่อการเกาะติดผิวของจุลินทรีย์ได้เช่นกันยกตัวอย่าง เช่น การจุ่มวัสดุตัวกลางที่แห้งและสะอาดลงในอาหารเหลวจะทำให้จุลินทรีย์สามารถเกาะติดที่ผิวของตัวกลางได้อย่างรวดเร็ว เป็นต้น

5) คุณลักษณะของผิววัสดุ (Properties of food contact surface)

ลักษณะของผิววัสดุที่มีผลต่อการเกาะติดของจุลินทรีย์ที่สำคัญคือวัสดุตัวกลางที่ใช้ต้องมีความชื้นอยู่ตลอดเวลาเนื่องจากจุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาวะที่มีความชื้น และความชื้นยังมีผลต่อการเกาะติดพื้นผิววัสดุของจุลินทรีย์ได้เช่นกัน เนื่องจากจุลินทรีย์จะเกาะติดพื้นผิวได้ดีเมื่อพื้วผิวของวัสดุมีความชื้นและยังสามารถช่วยในการกระตุ้นการสร้างเมือกของจุลินทรีย์ได้อีกด้วย

2.7.3 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์โดยกระบวนการชีวภาพ

กลไกการกำจัดสารอินทรีย์โดยกระบวนการชีวภาพเป็นกระบวนการถ่ายเทมวลสารอินทรีย์และออกซิเจนพร้อมกัน ระหว่างพื้นผิวแตกต่างกัน (Heterogeneous nature) คือระหว่างผิวฟิล์มชีวภาพซึ่งเป็นมวลจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางกับผิวของของเหลวโดยรอบ โดยมีขั้นตอนดังนี้ (Arvin and Harremoes, 1990)

1) สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขตร่วม (interface) ระหว่างชั้นของเหลว และฟิล์มชีวภาพ

2) สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทผ่านเขตร่วมไปยังฟิล์มชีวภาพ

3) มีการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายโดยกลุ่มของจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพ

4) มีการถ่ายเทผลิตภัณฑ์ที่ได้ คือ คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ จากชั้นฟิล์มชีวภาพไปยังพื้นที่ใกล้เคียง

5) ผลิตภัณฑ์ที่ได้จะถูกถ่ายเทไปอยู่ในส่วนที่เป็นของเหลว

อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์อาจถูกควบคุมโดยออกซิเจนและสารอินทรีย์ กล่าวคือ ชั้นนอกจะเป็นชั้นแอโรบิค ปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ส่วนชั้นถัดไปจะเป็นชั้นที่ไม่มีออกซิเจน ดังนั้นปฏิกิริยาในการย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนอิสระจะรวดเร็วกว่าแบบไม่ใช้ออกซิเจน อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดในชั้นแอโรบิคเป็นส่วนใหญ่ Arvin และ Harremoes (1990) ได้สรุปสิ่งที่ควรพิจารณาในการออกแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพไว้ดังนี้

1) รูปร่างรูปทรงของตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพและลักษณะการไหลของน้ำเมื่อผ่านฟิล์มชีวภาพนั้น

2) รูปแบบในการเติมอากาศ เพื่อจ่ายออกซิเจนให้เพียงพอกับกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

3) การควบคุมปริมาณมวลจุลินทรีย์ที่เติบโตบนผิวของตัวกลาง

2.7.4 การหลุดลอกของชั้นฟิล์มชีวภาพ

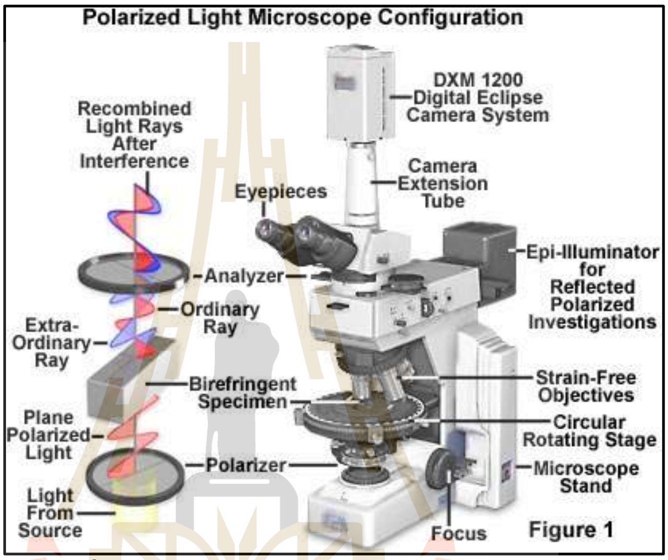
กระบวนการที่สำคัญอีกกระบวนการหนึ่งของชั้นฟิล์มชีวภาพคือการหลุดลอกของชั้นฟิล์มชีวภาพเกิดจากกระบวนการหลัก ๆ 4 กระบวนการ คือ (1) การขัดถู (abrasion), (2) การกัดเซาะ (erosion), (3) การหลุดลอก (sloughing), (4) การยับยั้งซึ่งกันและกัน (predator grazing) (Bryers, 1988) ซึ่งแต่ละกระบวนการอาจเกิดขึ้นจากปัจจัยต่าง ๆ เช่น ปริมาณออกซิเจนที่ไม่เพียงพอ ปริมาณสารอาหารที่ไม่เพียงพอต่อจำนวนประชากรของจุลินทรีย์ทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ลดลง การมีสารพิษหรือสารเคมีเข้าไปในระบบทำให้เกิดการยับยั้งกระบวนการต่าง ๆ ของเซลล์จุลินทรีย์ ความชื้นของระบบมีไม่เพียงพอทำให้เซลล์จุลินทรีย์เกิดการแห้งและหลุดลอกออกไป เป็นต้น (Etienne, 2012) Tomlinson และ Snaddon (1996) ได้รายงานว่าการหลุดลอกของเมือกจุลินทรีย์ในระบบโปรยกรองเกิดขึ้นทุก 14 วัน จุลินทรีย์จะสามารถเกาะผิววัสดุต่าง ๆ ได้ไม่ว่าผิวของวัสดุนั้นจะมีลักษณะอย่างไร แต่จะเกาะได้ดีถ้าหากผิววัสดุมีความหยาบ

2.8 กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy; SEM)

การศึกษาลักษณะพื้นผิวของวัตถุในช่วงปี ค.ศ. 1800 ศึกษาโดยใช้กล้องจุลทรรศน์ (Polarizing microscope) ดังแสดงในรูปที่ 2.15 ซึ่งจะได้ภาพแบบสองมิติ ในปัจจุบันการศึกษาลักษณะพื้นผิวของวัตถุมีความซับซ้อนมากขึ้นจึงมีการศึกษาคิดค้นกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราดขึ้น โดยกล้องจุลทรรศน์แบบส่องกราดนอกจากจะทำการศึกษาและถ่ายภาพพื้นผิวของวัตถุแบบสามมิติ กล้องจุลทรรศน์แบบส่องกราดสามารถ (1) ระบุอายุของซากพืช ซากสัตว์ที่มีขนาดเล็ก ๆ ได้ (2) พัฒนาการศึกษาด้านธรณีวิทยาในการก่อตัวใหม่ทางเคมี และชีวภาพในระดับตะกอนของพื้นหินและพื้นดิน (3) การศึกษาด้านโลหะ โพลิเมอร์ พื้นผิววัสดุ หรือแม้แต่กระทั่งการศึกษาด้านชีววิทยาและด้านการแพทย์ เป็นต้น (Welton, 2003) กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนสามารถศึกษาพื้นผิววัสดุได้หลายรูปแบบเช่น วัสดุที่เป็นแกน ผิวที่ถูกเจาะ วัตถุที่มีพื้นผิวบาง และวัสดุที่เป็นท่อกลวง การเตรียมตัวอย่างในการถ่ายภาพกล้องจุลทรรศน์ ตัวอย่างควรทำให้แห้งปราศจากความชื้น ขนาดของตัวอย่างไม่ควรมีขนาดใหญ่กว่าฐานวาง และเคลือบผิวของตัวอย่างด้วยธาตุที่มีความสามารถในการนำไฟฟ้า เช่น คาร์บอน ทอง หรือแพททินัม เป็นต้น

หลักการทำงานของกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราดประกอบด้วยแหล่งกำเนิดอิเล็กตรอนโดยขดลวด (hairpin) เรียกว่า ปืนอิเล็กตรอน (electron gun) ทำหน้าที่ผลิตอิเล็กตรอนเพื่อป้อนให้กับระบบ โดยกลุ่มอิเล็กตรอนที่ได้จากแหล่งกำเนิดจะถูกเร่งด้วยสนามไฟฟ้า หรือความ

ต่างศักย์เร่ง (Accelerating Voltage) ความเร็วประมาณ 5-30 กิโลวัตต์ เคลื่อนที่ลงมาตามคอลัมน์ซึ่งมีสภาพเป็นสุญญากาศ โดยทิศทางการเคลื่อนที่จะถูกควบคุมด้วยเลนส์แม่เหล็กไฟฟ้า (electromagnetic lens) และปริมาณของอิเล็กตรอนจะถูกควบคุมโดย aperture หรือช่องปิดที่มีขนาดต่าง ๆ ตามการใช้งาน จากนั้นกลุ่มอิเล็กตรอนจะผ่านเลนส์แม่เหล็กไฟฟ้าชุดแรก (condenser lens) เพื่อทำให้กลุ่มอิเล็กตรอนกลายเป็นลำอิเล็กตรอน ซึ่งสามารถปรับให้ขนาดของลำอิเล็กตรอนใหญ่หรือเล็กได้ตามต้องการ



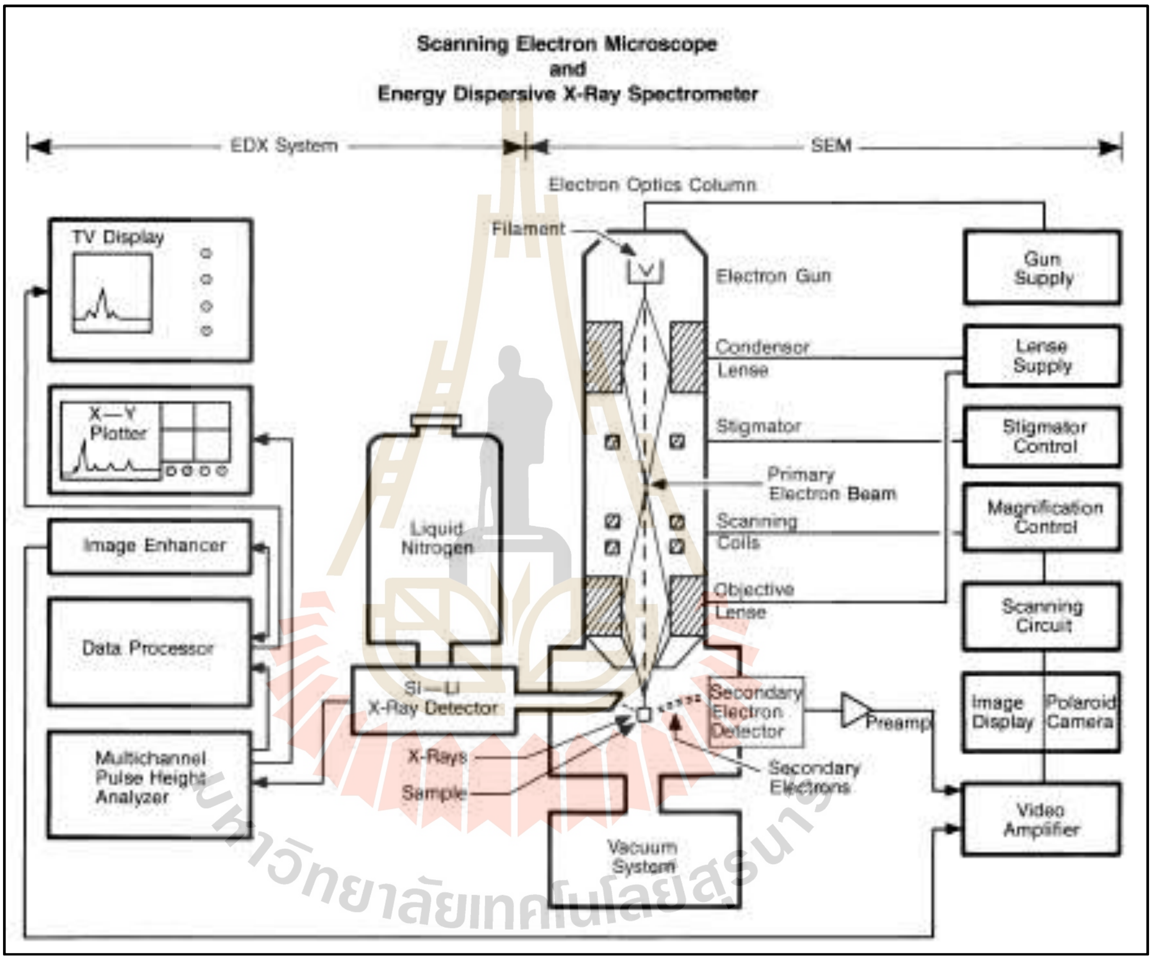
รูปที่ 2.15 กล้องจุลทรรศน์ (Polarizing microscope)

เมื่อต้องการภาพที่มีความคมชัดจะปรับให้ลำอิเล็กตรอนมีขนาดเล็กโดยปกติขนาดของลำอิเล็กตรอนจะปรับให้อยู่ที่ขนาด 100 อังสตรอม (1 Å = 10^{-8} cm) (Welton, 2003) หลังจากนั้นลำอิเล็กตรอนจะถูกปรับระยะโฟกัสโดยเลนส์ใกล้วัตถุ (objective lens) ซึ่งเป็นเลนส์ชุดสุดท้ายจะทำหน้าที่โฟกัสลำอิเล็กตรอน (electron beam) ให้ตกลงบนผิวชิ้นงานที่ต้องการศึกษา โดยมีสแกนคอยล์ (scan coil) ทำหน้าที่กราดลำอิเล็กตรอนให้ไปบนผิวของตัวอย่างภายในกรอบพื้นที่สี่เหลี่ยมเล็ก ๆ ซึ่งพื้นผิวของตัวอย่างบริเวณที่ถูกยิงด้วยลำอิเล็กตรอนนี้ จะเกิดสัญญาณ (Signal) ในเวลาเดียวกันและกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราดจะมีอุปกรณ์สำหรับตรวจจับสัญญาณ (Detector) ชนิดต่าง ๆ เหล่านั้นแล้วส่งไปประมวลผลเป็นภาพแสดงบนจอต่อไปดังแสดงในรูปที่ 2.16 ตัวอย่างสัญญาณที่เกิดขึ้นนั้น (รูปที่ 2.17) ได้แก่

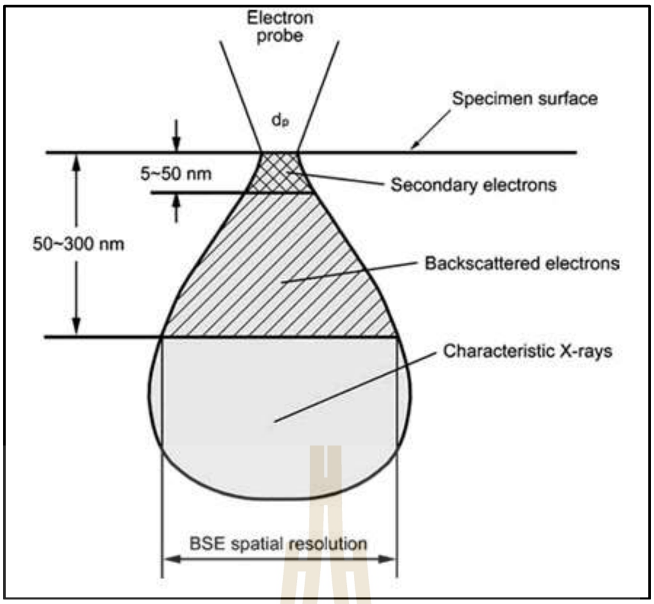
อิเล็กตรอนทุติยภูมิ (Secondary Electrons, SE) สัญญาณชนิดนี้จะให้ข้อมูลเกี่ยวกับลักษณะพื้นผิวของตัวอย่าง เป็นสัญญาณที่ถูกนำมาใช้ในการสร้างภาพมากที่สุด ภาพที่ได้จากสัญญาณชนิดนี้เรียกว่า ภาพอิเล็กตรอนทุติยภูมิ (Secondary Electron Image, SEI)

อิเล็กตรอนกระเจิงกลับ (Back Scattered Electron, BSE) ให้ข้อมูลเกี่ยวกับส่วนประกอบทางเคมีบนผิวของตัวอย่างและแสดงให้เห็นลักษณะความสูงต่ำของพื้นผิว

นอกเหนือจากสัญญาณเหล่านี้แล้ว ยังมีสัญญาณอีกหลายชนิดที่เกิดขึ้น เช่น เอ็กซ์เรย์ (X-Ray) คลื่นแม่เหล็กไฟฟ้า (electromagnetic wave) และออเกอร์อิเล็กตรอน (Auger electron) เป็นต้น ซึ่งสัญญาณแต่ละชนิดจะให้ข้อมูลของตัวอย่างแตกต่างกันไป



รูปที่ 2.16 องค์ประกอบของกล้อง SEM (Beck, 1977)



รูปที่ 2.17 สัญญาณที่เกิดจากลำแสงอิเล็กตรอนเข้าสู่ตัวอย่าง

2.9 ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์

2.9.1 ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ของประเทศไทย

สำหรับค่ามาตรฐานที่กำหนดขึ้นกำหนดจากกิจกรรมต่าง ๆ ที่มนุษย์สร้างขึ้นและปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมซึ่งมักเป็นค่ามาตรฐานที่มีความต้องการในการรักษาสภาพสิ่งแวดล้อมปกติให้มากที่สุด โดยส่วนใหญ่มักกำหนดไม่ให้เกินค่ามาตรฐานในสิ่งแวดล้อมปกติ นอกจากนี้ยังมีการกำหนดค่าที่ปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมในรูปแบบต่าง ๆ กัน ทั้งในน้ำผิวดิน น้ำใต้ดิน และอากาศ

1) ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ในน้ำ

ค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำในประเทศไทยมีหลายมาตรฐานด้วยกัน ขึ้นอยู่กับชนิดประเภทของแหล่งน้ำและการใช้ประโยชน์น้ำ มาตรฐานคุณภาพน้ำที่นิยมใช้ในการเปรียบเทียบคุณภาพน้ำ มีดังนี้

- มาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน
- มาตรฐานคุณภาพน้ำใต้ดิน
- มาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลที่ใช้บริโภค
- มาตรฐานน้ำทิ้งลงบ่อน้ำบาดาล
- มาตรฐานน้ำทิ้งในทางน้ำชลประทาน
- มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม

* กำหนดโดยประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2539)

* กำหนดโดยกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 2 (พ.ศ. 2539)

- มาตรฐานเกณฑ์คุณภาพน้ำเพื่อการคุ้มครองทรัพยากรสัตว์น้ำจืด

ตารางที่ 2.11 ค่ามาตรฐานของไซยาไนด์ในแหล่งน้ำผิวดิน

กฎหมาย	**ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)**
ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 8 (พ.ศ. 2537) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535	0.005
การกำหนดประเภทคุณภาพน้ำทะเลชายฝั่งทั่วไปและตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 7 (พ.ศ. 2535) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535	0.01

ตารางที่ 2.12 ค่ามาตรฐานของไซยาไนด์ในน้ำบริโภค

กฎหมาย	**ความเข้มข้น**
มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการบริโภค มาตรฐานคุณภาพน้ำสำหรับน้ำดื่มในภาชนะบรรจุปิดสนิท (ฉบับที่ 2) ตามประกาศกระทรวงสาธารณสุขฉบับที่ 135 (พ.ศ. 2535)	ไม่มีเลย (เกณฑ์อนุโลมสูงสุด 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร)
มาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภคกำหนดโดยประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 332 (พ.ศ. 2521) ออกตามความในพระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ. 2511	ไม่มีเลย (เกณฑ์อนุโลมสูงสุด 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร)
มาตรฐานน้ำบาดาลที่ใช้บริโภคตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 12 (พ.ศ. 2542)	ไม่มีเลย (เกณฑ์อนุโลมสูงสุด 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร

ตารางที่ 2.13 ค่ามาตรฐานของไซยาไนด์ในน้ำทิ้งอุตสาหกรรม

กฎหมาย	**ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)**
มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม ตามประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2535)	ไม่เกิน 0.2
มาตรฐานน้ำทิ้งในทางน้ำชลประทานกำหนดโดยคำสั่งกรมชลประทาน ที่ 883/2532	ไม่เกิน 0.2
มาตรฐานน้ำทิ้งลงบ่อน้ำใต้ดินกำหนดตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 5 (พ.ศ. 2521) ออกตามพระราชบัญญัติน้ำบาดาล พ.ศ. 2520	ไม่เกิน 0.2

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

2) ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ในดิน

มาตรฐานคุณภาพดินตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 25 (พ.ศ. 2547) ออกความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535

ตารางที่ 2.14 ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ในดินตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 25 (พ.ศ. 2547)

กฎหมาย	**ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/กิโลกรัม)**
มาตรฐานคุณภาพดินที่ใช้ประโยชน์เพื่อการอยู่อาศัย และเกษตรกรรรม	11
มาตรฐานคุณภาพดินที่ใช้ประโยชน์เพื่อการอื่นนอกเหนือจากการอยู่อาศัยและเกษตรกรรม	35

3) ค่ามาตรฐานไซยาไนด์ในสถานประกอบการ

มาตรฐานมลพิษอากาศในสถานประกอบการตามประกาศกระทรวงมหาดไทย เรื่อง ความปลอดภัยในการทำงานเกี่ยวกับภาวะแวดล้อม (สารเคมี) ตามบัญชีท้ายประกาศ หมายเลข 1

ตารางที่ 2.15 มาตรฐานไซยาไนด์ในสถานประกอบการ

ชื่อสารเคมี	**ปริมาณสารเคมี**	
	ส่วนในล้านส่วนโดยปริมาตร (ppm)	**มิลลิกรัม/อากาศ 1 ลูกบาศก์เมตร (mg/m³)**
ไซยาไนด์	-	5
ไฮโดรเจนไซยาไนด์	10	11

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

2.9.2. ข้อมูลความเป็นพิษของไซยาไนด์ระดับสากล

ค่ามาตรฐานของสารประกอบไซยาไนด์ในรูปของ CN และ HCN ที่กำหนดขึ้นของแต่ละสถาบันจะมีความแตกต่างกันขึ้นอยู่กับเกณฑ์ที่ใช้ในการกำหนดค่ามาตรฐานเช่น

- ความปลอดภัยในการทำงาน OSHA PEL (the Occupation Safety and Health Administration Permissible Exposure Limit) ACGIH TLV (the American Conference of Government Industrial Hygienists) กำหนดมาตรฐานไซยาไนด์ที่ร่างกายสามารถได้รับไม่เกิน 10 ppm หรือ 11 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร สำหรับการทำงาน 8 ชั่วโมง

- ความเป็นพิษแบบเฉียบพลัน OSHA PEL (the Occupation Safety and Health Administration Permissible Exposure Limit) ACGIH TLV (the American Conference of

Government Industrial Hygienists) กำหนดมาตรฐานไซยาไนด์ที่ร่างกายสามารถได้รับสัมผัสทางผิวหนังไม่เกิน 4.7 ppm หรือ 5 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร ทุก ๆ 15 นาที

- ความปลอดภัยต่อสิ่งแวดล้อมและสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ U.S. EPA (Environmental Protection Agency) กำหนดปริมาณไซยาไนด์สำหรับน้ำจืดไว้ไม่เกิน 5.2 ไมโครกรัม/ลิตร สำหรับสัตว์น้ำเค็ม และสัตว์ป่าไม่เกิน 1.0 ไมโครกรัม/ลิตร

- International Cyanide Management Institute ระบุว่าจากข้อมูลหน่วยงานทั่วโลก (Worldwide agency data; WAD) ไซยาไนด์ที่มีความเข้มข้น 50 มิลลิกรัม/ลิตรหรือต่ำกว่า ถือว่าเป็นค่าที่อยู่ในระดับที่ปลอดภัยต่อ นก สัตว์ป่า และปศุสัตว์ แต่ไม่รวมถึงสัตว์น้ำ

- International Cyanide Management Institute ระบุว่าจากข้อมูลหน่วยงานทั่วโลก (Worldwide agency data; WAD) กำหนดให้ความเข้มข้นของไซยาไนด์ในน้ำทิ้งจากโรงงานสกัดทองคำที่ปล่อยออกสู่ภายนอกจะต้องมีค่าไม่เกิน 0.50 มิลลิกรัม/ลิตร (0.0005%)

- United State Environmental Protection Agency : National Water Quality Criteria for Cyanide ระบุว่าจากข้อมูลหน่วยงานทั่วโลก (Worldwide agency data; WAD) กำหนดให้ปล่อยน้ำทิ้งของโรงงานสกัดทองคำจากกิจกรรมอื่น ๆ ที่ไม่ใช่จากกระบวนการผลิตและรวมกับน้ำฝนที่ไหลผ่านโรงงานสกัดทองคำออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะทั้งทางตรงและทางอ้อมจะต้องควบคุมปริมาณความเข้มข้นของไซยาไนด์ให้มีค่าไม่เกิน 0.5 มิลลิกรัม/ลิตร หรือหากเป็น Free cyanide ก็ไม่ควรเกิน 0.022 มิลลิกรัม/ลิตรในจุดที่ปล่อยน้ำเสียและปลายน้ำ

2.9.3 ค่ามาตรฐานไฮโดรเจนซัลไฟด์

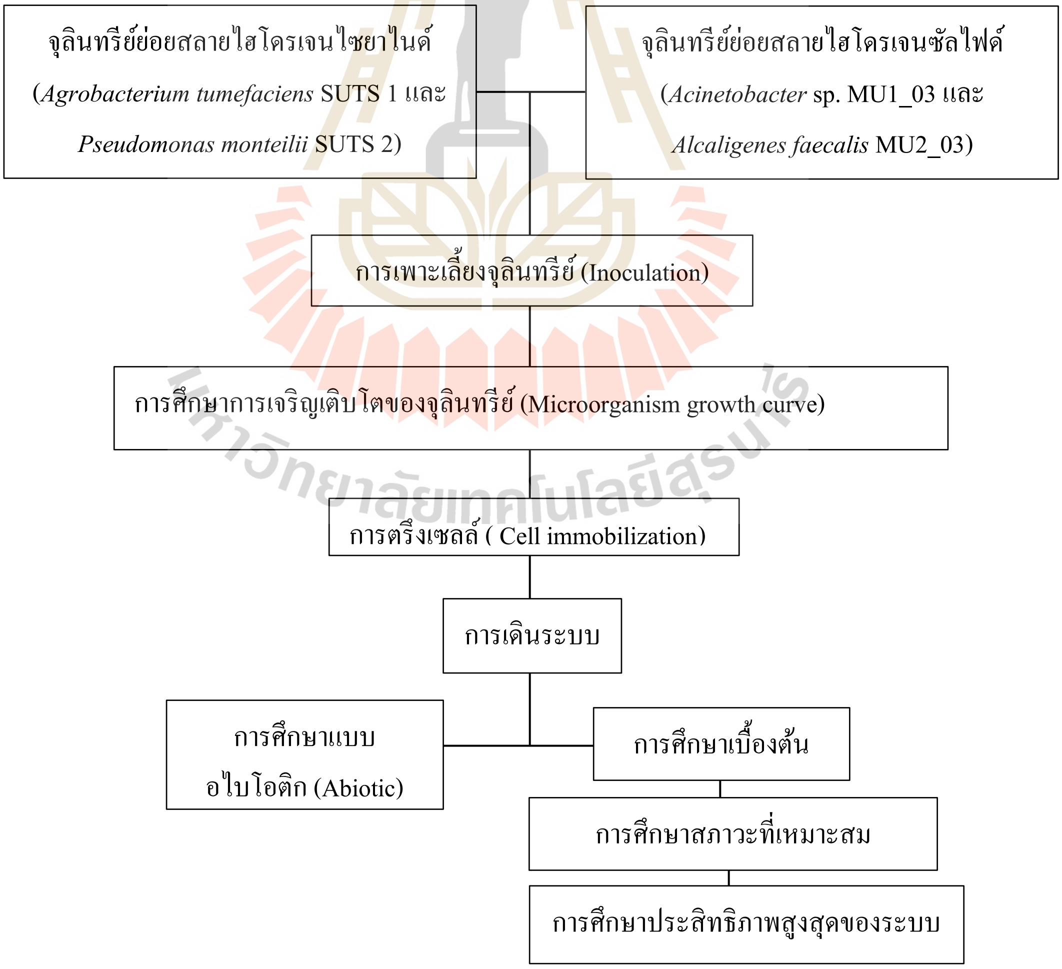
ค่ามาตรฐานสำหรับไฮโดรเจนซัลไฟด์จากหน่วยงานต่าง ๆ ได้กำหนดความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ทั้งในรูปของสารเจือปนและในบรรยากาศไว้ดังนี้ตามตารางที่ 2.16

ตารางที่ 2.16 ค่ามาตรฐานไฮโดรเจนซัลไฟด์

กฎหมาย	ความเข้มข้น
มาตรฐานการระบายสารเจือปนจากโรงงานอุตสาหกรรมของกรมโรงงานอุตสาหกรรม (2549)	100 มิลลิกรัม/ลิตร
มาตรฐานควบคุมการปล่อยทิ้งอากาศจากโรงงานอุตสาหกรรมตามประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2535)	100 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร (mg/m^3)
ค่ากำหนดการสัมผัสก๊าซในพื้นที่อับอากาศของ OSHA (Occupational Safety and Health Administration) (2553)	10 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร (mg/m^3)
ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรมกำหนดปริมาณสารเจือปนในอากาศที่ระบายออกจากโรงงานกลั่นน้ำมันปิโตรเลียม (2535)	60 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร (mg/m^3)

บทที่ 3
วิธีการดำเนินการวิจัย

การศึกษานี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) เพื่อศึกษาการย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ในรูปของก๊าซ โดยใช้จุลินทรีย์ 2 กลุ่มคือจุลินทรีย์กลุ่มที่สามารถย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์และจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายโดยใช้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ ขั้นตอนการศึกษาแสดงดังรูป 3.1 ทำการทดลอง ณ ห้องปฏิบัติการอนามัยสิ่งแวดล้อม อาคารเฉลิมพระเกียรติ 72 พรรษาบรมราชินีนาถ (F-9) อาคารเครื่องมือ 8 และห้องปฏิบัติการวิเคราะห์ทางกายภาพและจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (F-10) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการศึกษาวิจัย

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.1 สารเคมี

สารเคมีที่ใช้ในการศึกษาวิจัยแสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง

ชื่อสารเคมี	สูตรโมเลกุล	ชื่อบริษัทผู้ผลิต
p-dimethylaminobenzalrhodanine	-	Fisher Scientific
Silver nitrate	A_gNO_3	Merck
Sodium hydroxide	NaOH	Merck
Potassium chromate	$K_2C_rO_4$	Merck
Methyl red	$C_{15}H_{15}N_3O_2$	Asia Pacific Specially
Methylene blue	$C_{16}H_{18}N_3SCI$	Merck
Ethyl alcohol 95%	C_2H_5OH	-
Boric acid	H_3BO_3	Merck
Sulfuric acid	H_2SO_4	Merck
Sodium borate	$Na_2B_4O_7$	Merck
Sulfanilamide	$C_6H_8N_2O_2S$	Merck
N-(1-naphthyl)-ethylenediamine	$C_{12}H_{14}N_2$	Merck
Sodium nitrite	$NaNo_2$	Ajax
Potassium nitrate	KNO_3	Ajax
Sodium arsenite	$NaAsO_2$	Merck
Brucine sulfate	$C_{46}H_{54}N_{40}O_{12}S$	Merck
Hydrochloric acid	HCl	Merck
Sodium chloride	NaCl	Ajax
Magnesium chloride hexahydrate	$MgCl_2{\cdot}6H_2O$	Ajax
Sodium acetate	$CH_3COONa{\cdot}3H_2O$	Merck
Potassium cyanide	KCN	Merck
Hydrogen cyanide gas	HCN	Air liquid USA
Hydrogen sulfide gas	H_2S	Singapore Oxygen Air Liquid Pte Ltd.
Dipotassium hydrogen orthophosphate	K_2HPO_4	Fisher scientific
Potassium dihydrogenphos/phate	KH_2PO_4	Fisher scientific
Ferrous sulfate tetrahydrate	$FeSO_4{\cdot}4H_2O$	Merck

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 3.1 สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง (ต่อ)

ชื่อสารเคมี	สูตรโมเลกุล	ชื่อบริษัทผู้ผลิต
Disodium hydrogen phosphate	Na_2HPO_4	Ajax
Ammonium chloride	NH_4Cl	Ajax
Ferric chloride hexahydrate	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	Fisher scientific
Calcium chloride	$CaCl_2$	Ajax
Bacto peptone	-	Difco
Bacto beef extract	-	Difco
Bacto agar	-	Difco
Acetic acid	CH_3COOH	Merck
Sodium sulfate	Na_2SO_4	Ajax
Barium chloride	$BaCl_2$	Sigma
Sodium thiosulfate pentahydrate	$Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$	Merck

3.2 อุปกรณ์

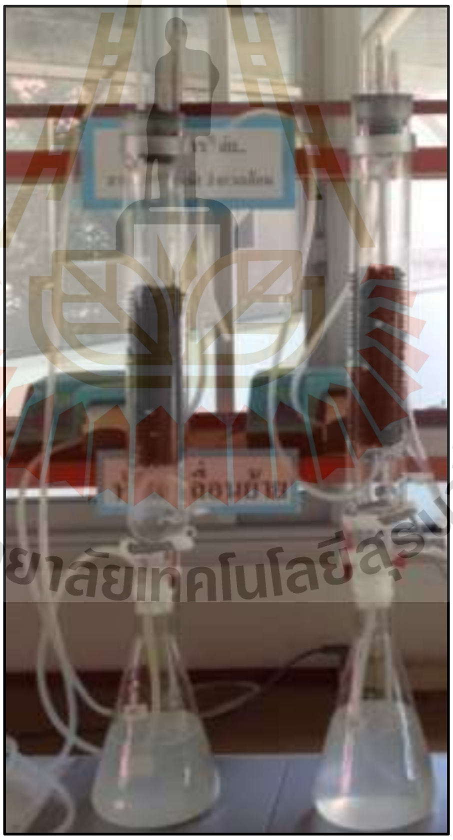
ตารางที่ 3.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย

อุปกรณ์	ชื่อรุ่น, ชื่อบริษัทผู้ผลิต
H_2S gas detector	Ventis MX4 version 3.60.04, Germany
H_2S gas cylinder	Singapore Oxygen Air Liquid Pte Ltd.
HCN gas detector	Gas Badge Pro., USA
HCN gas cylinder	Air liquid USA
Gas mixing chamber	-
Dual fixed-film bioscrubber column	Chiang Mai university, Thailand
Peristaltic pump	Waston marlow pumps
Silicone tubing	Cole-parmer
Flow meter	Cole-parmer
DO meter	HACH sensION6 Dissolved oxygen meter
pH meter	Consort, model C562
Shaker	New Brunswick scientific
Autoclave	Hirayama, model HV-25/50/85/100
Centrifuge	Universal 32/Hettich
Sonicator	Starsonic, model 200
Electronic balance	Metter Toledo, model AG285

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

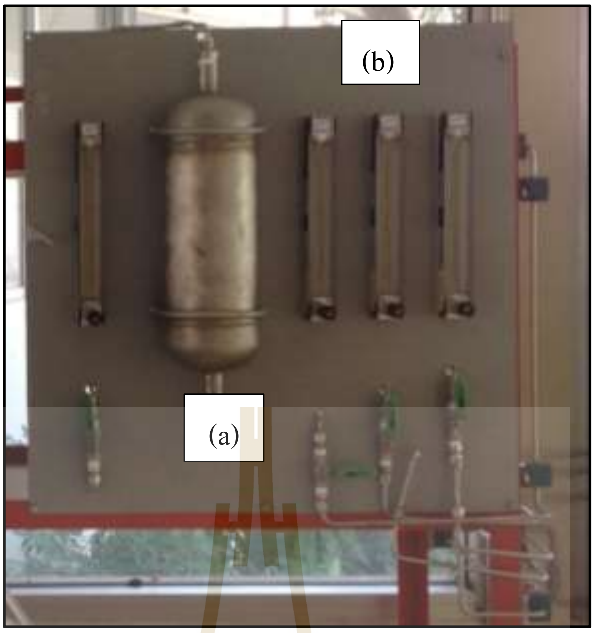
ตารางที่ 3.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย (ต่อ)

อุปกรณ์	ชื่อรุ่น, ชื่อบริษัทผู้ผลิต
Laminar flow	Holten LaminaAir, mdel 1.2
Incubator	Memmert
Desiccator	Kah, model OD-10
Scanning electron microscope (SEM)	model 6101
Polypropylene ring	Top comprosition Co.LTD
UV spectrophotometer	Thermo scientific, model Spectronic 200
Ammonia distillation unit	Foss, model Kjeltec 8100
Hot air oven	Binder
Scanning Electron Microscopy (SEM)	F1010-4



รูปที่ 3.2 Dual fixed-film bioscrubber column

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ 3.3 Gas mixing chamber (a), Flow meter (b)

รูปที่ 3.4 HCN gas cylinder

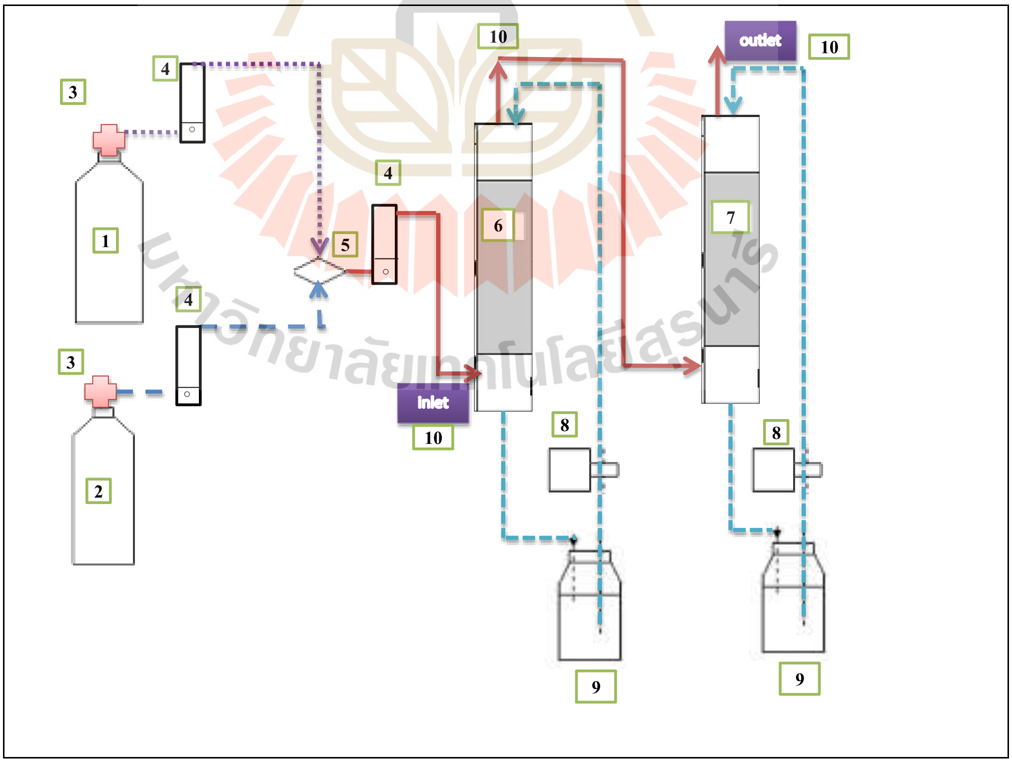
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รูปที่ 3.5 H_2S gas cylinder

รูปที่ 3.6 HCN gas detector

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รูปที่ 3.7 H_2S gas detector



รูปที่ 3.8 รูปแบบระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่;

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

จากรูปแบบระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่; 1. ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN); 2. ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S); 3. อุปกรณ์ควบคุมความดัน (Regulator); 4. อุปกรณ์วัดอัตราการ-ไหล (Flow meter); 5. แทงค์ผสมก๊าซ (Connector tank); 6. ฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์คอลัมน์ 1 (Mixed culture : *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2); 7. ฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์คอลัมน์ 2 : (Mixed culture : *Acinetobacter* sp. MU1_03, *Alcaligenes faecalis* MU2_03); 8. ปั๊มวัดอัตราการไหลของของเหลว (Peristaltic pump); 9. ถังเก็บสารอาหาร (Media tank); 10. จุดเก็บตัวอย่างก๊าซ (Gas sampling point)

3.3 อาหารเลี้ยงเชื้อ

3.3.1 นิวเตรียน อาการ์ (Nutrient agar)

Bacto beef extract	3	กรัม
Bacto peptone	5	กรัม
Bacto agar	18	กรัม
น้ำกลั่น	1	ลิตร

3.3.2 อาหารเลี้ยงเชื้อสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มย่อยสลายไซยาไนด์ (Buffer medium) (Potivichayanon et al., 2006)

Na_2PO_4	4	กรัม
K_2HPO_4	3.1	กรัม
Na_2SO_4	2.13	กรัม
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	200	มิลลิกรัม
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	2	มิลลิกรัม
$CaCl_2$	1	มิลลิกรัม

3.3.3 อาหารเลี้ยงเชื้อสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Thiosulfate media) (Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010)

KH2PO4	2	กรัม
K2HPO4	2	กรัม
NH4Cl	0.4	กรัม
MgCl2·6H2O	0.2	กรัม
FeSO4·7H2O	0.01	กรัม

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

นำส่วนประกอบข้างต้นมาผสมกันแล้วปรับปริมาตรให้ได้ 1 ลิตร ปรับค่าความเป็นกรด-เบสสุดท้ายให้มีค่าเท่ากับ 7 ด้วย 1 นอร์มัล ของ NaOH หรือ HCl นำไปนึ่งฆ่าเชื้อโรคที่อุณหภูมิ 121 องศาเซลเซียส ที่ความดัน 15 psi เป็นเวลา 15 นาที

3.4 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ (Inoculation)

3.4.1 จุลินทรีย์ที่เพาะเลี้ยงในห้องปฏิบัติการคือจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 เป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายไซยาไนด์ ซึ่งได้จากการแยกเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง (Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010) และจุลินทรีย์ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 เป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายไฮโดรเจน-ซัลไฟด์ ได้จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน (Potivichayanon et al., 2006)

3.4.2 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไซยาไนด์โดยใช้อาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium (BM) ซึ่งประกอบด้วย Na_2HPO_4 4 กรัม, K_2HPO_4 3.1 กรัม, $FeCl_3•6H_2O$ 2 กรัม, $MgCl_2•6H_2O$ 200 มิลลิกรัม, Na_2SO_4 2.13 มิลลิกรัม, $CaCl_2$ 1 มิลลิกรัมและ Thiosulfate media สำหรับกลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งประกอบด้วย KH_2PO_4 2.0 กรัม, K_2HPO_4 2.0 กรัม, NH_4Cl 0.4 กรัม, $MgCl_2•6H_2O$ 0.2 กรัม, $FeSO_4•7H_2O$ 0.01 กรัม ทำการปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้ได้ 1000 มิลลิลิตร ก่อนนำอาหารเลี้ยงเชื้อไปใช้ทุกครั้งทำการฆ่าเชื้อด้วยเครื่องนึ่งฆ่าเชื้อ (autoclave) ที่อุณหภูมิ 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที โดยในการเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ใช้อัตราส่วนของจุลินทรีย์ต่ออาหารเลี้ยงเชื้อคือ 10 : 100 โดยปริมาตร

3.4.3 เติมโพแทสเซียมไซยาไนด์ในรูปของของเหลวที่ความเข้มข้น 25 ppm ปริมาณ 1 มิลลิลิตรในอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer media เตรียมจาก KCN 2.5 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 1,000 มิลลิลิตรสำหรับจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์และโซเดียมไธโอซัลเฟต($Na_2S_2O_3•5H_2O$) 8 กรัมในน้ำกลั่น 1,000 มิลลิลิตร ปริมาณ 1 มิลลิลิตรในอาหารเลี้ยงเชื้อ Thiosulfate media สำหรับเชื้อที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก่อนนำไปใช้ควรทำการฆ่าเชื้อด้วยเครื่องนึ่งฆ่าเชื้อ (autoclave) ที่อุณหภูมิ 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที

3.4.4 เพาะเลี้ยงเชื้อในขวดรูปชมพู่ (flask) ขนาด 500 ml ที่อุณหภูมิห้องและเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) 150 รอบ/นาทีและทำการเปลี่ยนอาหารเลี้ยงเชื้อ (sub culture) ทุกสัปดาห์

3.5 การศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Microorganism growth curve)

การศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทำการศึกษาโดยการนับจำนวนโคโลนีจุลินทรีย์ด้วยเทคนิคการนับจำนวนโคโลนี (Colony count technique)

3.5.1 นำจุลินทรีย์แต่ละชนิดจาก flask ปริมาตร 0.1 มิลลิลิตร ใส่ลงในขวด vial ขนาด 2 มิลลิลิตรที่มีสารละลาย buffer 0.85 % NaCl ปริมาตร 0.9 มิลลิลิตร ซึ่งเตรียมได้จาก NaCl 0.85 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร (ก่อนนำสารละลาย buffer ใช้ควรเตรียมใส่ขวด vial และ นำไปฆ่าเชื้อด้วยเครื่องนึ่งฆ่าเชื้อ (autoclave) ที่อุณหภูมิ 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที

3.5.2 ทำการเจือจางจุลินทรีย์ทั้งหมดจาก 10^{-1}ถึง 10^{-6}หลังจากนั้นนำตัวอย่างที่ทำการเจือจางแล้ว (Dilution) ปริมาตร 0.1 มิลลิลิตร เพาะลงบนอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium agar และ Thiosulfate media agar สำหรับจุลินทรีย์แต่ละชนิด ด้วยเทคนิค Spread plate (Spreading plate technique)

3.5.3 นำจานเพาะเชื้อไปบ่มในตู้บ่ม (incubator) ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส ทำการนับจำนวนโคโลนีของจุลินทรีย์จากจานเพาะเชื้อที่มีจำนวนโคโลนีในช่วง 30-300 โคโลนีและคำนวณจำนวนเซลล์ (Colony Forming Units/millilitre หรือ CFU/ml) ตามสมการที่ 3.1(หัวข้อ 3.8) ทำการศึกษาอย่างต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 7 วันและสร้างกราฟการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

3.6 การตรึงเซลล์ (Cell immobilization)

3.6.1 ก่อนการนำตัวกลางพอลิโพรไพลีน (packing media, รูปที่ 3.9) ไปใช้มีการชั่งน้ำหนักของตัวกลางก่อนทุกชิ้นและเก็บไว้ในตู้ดูดความชื้นเพื่อให้น้ำหนักของตัวกลางมีความคงที่มากที่สุด เนื่องจากหลังจากการตรึงเซลล์ต้องทำการชั่งน้ำหนักหลังการตรึงเซลล์ทุกสัปดาห์ เพื่อศึกษาการเกาะติดของฟิล์มชีวภาพจากน้ำหนักของตัวกลางที่เพิ่มขึ้น

3.6.2 นำจุลินทรีย์ที่ได้ทำการเพาะเลี้ยงไว้แล้วในขวดรูปชมพู่ดังรูป 3.10 โดยใช้จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตในวันที่ 4 เนื่องจากเป็นช่วงที่จุลินทรีย์มีการเจริญเติบโตได้ดีที่สุด (Log phase) จากข้อมูลการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Grow curve)

3.6.3 นำตัวกลางที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยแสง UV ใส่ลงไปในอาหารเลี้ยงเชื้อที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยเครื่องนึ่งฆ่าเชื้อ (autoclave) ปริมาตร 900 มิลลิลิตร ตามด้วยจุลินทรีย์ที่เตรียมไว้ 100 มิลลิลิตร (อัตราส่วน 10 : 100 โดยปริมาตรของจุลินทรีย์ต่ออาหารเลี้ยงเชื้อ) (รูป 3.11) ปิดฝาด้วยอลูมิเนียมฟอยล์ให้แน่นเพื่อป้องกันการปนเปื้อนและเขย่า 100 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง

3.6.4 ระหว่างการตรึงเซลล์ทำการตรวจสอบการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์โดยเทคนิคการนับจำนวนโคโลนีและการชั่งน้ำหนักตัวกลาง โดยกำหนดการเก็บตัวอย่างในระหว่างการตรึงเซลล์ทุก ๆ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

1 สัปดาห์ เป็นระยะเวลา 4 สัปดาห์ ซึ่งปริมาณจุลินทรีย์ที่เหมาะสมในการนำไปใช้ในระบบอยู่ในช่วง 10^7-10^8 โคโลนี/มิลลิลิตร (Chung et al., 2007)

ลักษณะของ Packing media ที่ใช้เป็นแบบ Tellerette แสดงดังรูปที่ 3.9

รูปที่ 3.9 ตัวกลางพอลิโพรไพลีนที่ใช้ในการศึกษา

รายละเอียดเกี่ยวกับตัวกลางชนิด Tellerette

พื้นที่ผิวสัมผัส (Surface area)	:105 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร
อัตราส่วนของช่องว่าง (Void ratio)	: 96 %
วัสดุ	: พอลิโพรไพลีน
ขนาด	: 70 × 23 มิลลิเมตร
ความหนาแน่นรวม (Bulk density)	: 90 กิโลกรัม/ตารางเมตร (0.008 กิโลกรัม/ชิ้น)

รูปที่ 3.10 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ใน Erlenmeyer flask

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

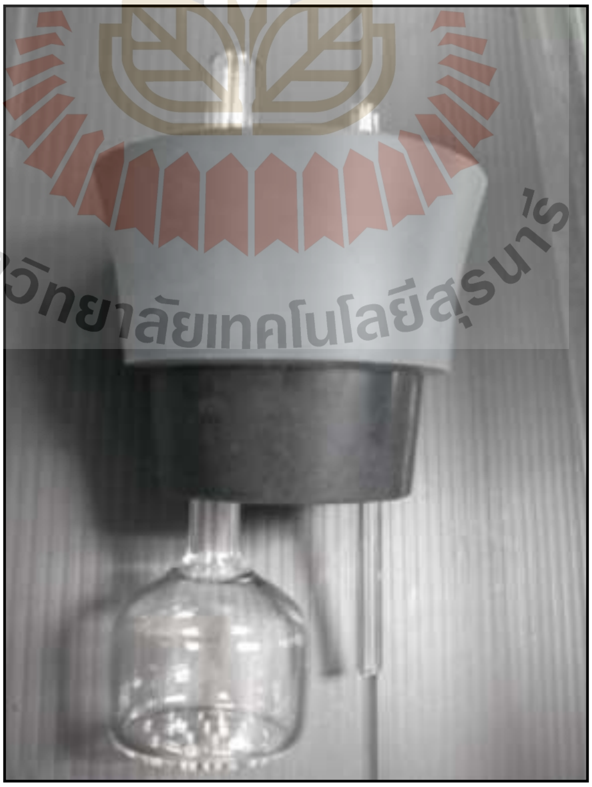
รูปที่ 3.11 การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ระหว่างการตรึงเซลล์ (Cell immobilization)

3.7 การเดินระบบ

3.7.1 รูปแบบระบบ

ทำการเดินระบบแบบอนุกรมต่อเนื่องและทำการตรวจวัดความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นระยะ ๆ รูปแบบการเดินระบบแสดงดังรูปที่ 3.8 ระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่ทำจากคอลัมน์แก้วขนาดความสูง 40 เซนติเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 7.4 เซนติเมตร (รูปที่ 3.12) สำหรับส่วนกระจายน้ำทำจากแก้วและมียางเป็นตัวใช้ในการปิดคอลัมน์ด้านบน (รูปที่ 3.13) ทำการป้อนอาหารเหลวเข้าสู่ระบบโดยใช้ปั๊มวัดอัตราการไหล (Peristaltic pump) (รูปที่ 3.14) และรองรับด้านล่างด้วยแทงค์อาหารเหลวดังแสดงในรูปที่ 3.15

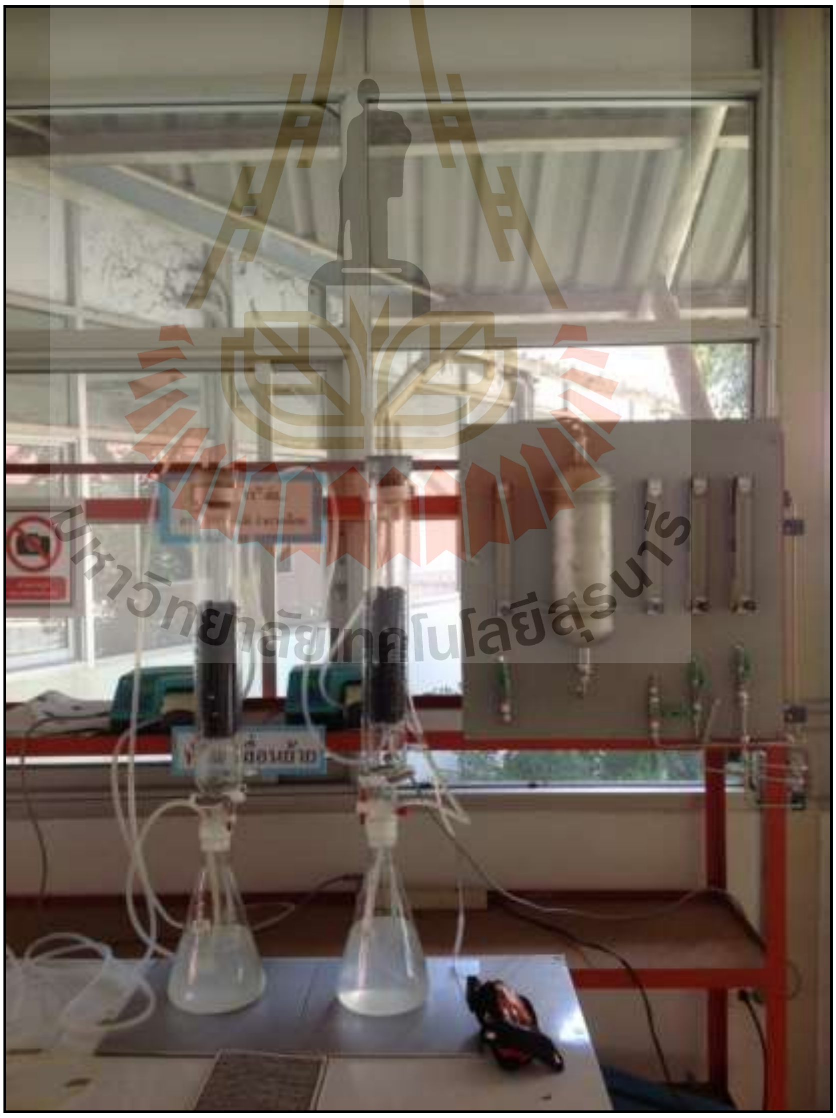
รูปที่ 3.12 คอลัมน์ระบบไบโอสครับเบอร์ที่ใช้ในการศึกษา



รูปที่ 3.13 ส่วนกระจายน้ำของคอลัมน์ระบบไบโอสครับเบอร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รูปที่ 3.14 ปั๊มวัดอัตราการไหล (Peristaltic pump)



รูปที่ 3.15 รูปแบบของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ที่ใช้ในการเดินระบบ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.7.2 การศึกษาแบบอไบโอติก (Abiotic)

การศึกษาแบบอไบโอติกดำเนินการเพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสภาวะที่ระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่ไม่ใช้จุลินทรีย์ โดยกำหนดความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดที่ 2 ppm ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร อัตราการไหลของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ 10 มิลลิลิตร/นาที อัตราการไหลของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 68 มิลลิลิตร/นาที อัตราการไหลของก๊าซรวม 68 มิลลิลิตร/นาที ระยะเวลากักเก็บของก๊าซอยู่ที่ (EBRT) 247 วินาที และอัตราการไหลของของเหลวในระบบอยู่ที่ 16 มิลลิลิตร/นาที ดำเนินการเดินระบบอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 3 ชั่วโมงโดยมีการเก็บตัวอย่างดังตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.3 ระยะเวลาการเก็บตัวอย่างในการศึกษาแบบอไบโอติก

พารามิเตอร์	เวลาการเก็บตัวอย่าง (ชม.)
ความเข้มข้นของ HCN (g) 2 ppm	0, 1, 2, 3
ความเข้มข้นของ H_2S (g) 2 ppm	0, 1, 2, 3
ไซยาไนด์คงค้าง	0, 1, 2, 3
แอมโมเนีย-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ไนเตรท-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ไนไตรท์-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ซัลเฟต	0, 1, 2, 3
ความเป็นกรดเบส	0, 1, 2, 3
ออกซิเจนละลายน้ำ	0, 1, 2, 3

กำหนดปัจจัยในการทดลองที่ 1

ความสูงของตัวกลางที่ใช้เท่ากับ 60% ของความสูงของคอลัมน์ คือ 24 เซนติเมตร

อัตราการไหลของ mixed gas เท่ากับ 68 มิลลิลิตร ต่อ วินาที

อัตราการไหลของของเหลว เท่ากับ 16 มิลลิลิตร ต่อ นาที

ระยะเวลากักเก็บ 247 วินาที

3.7.3 การศึกษาทดลองระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่

ในการศึกษานี้ใช้ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นตั้งแต่ 2, 5และสูงสุด 15 ppm โดยการทดลองแบ่งออกเป็น 3 การทดลองคือ (1) การทดลองเบื้องต้นเพื่อศึกษาความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษในรูปแบบของก๊าซโดยจุลินทรีย์

แต่ละกลุ่ม โดยใช้ความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดที่ 2 ppm (2) การศึกษาพารามิเตอร์ที่มีความสำคัญต่อการเดินระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของระบบ โดยดำเนินการแปรผันความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดระหว่าง 5 และ 15 ppm เนื่องจากที่ระดับความเข้มข้นดังกล่าวเป็นความเข้มข้นในระดับที่ทำให้เกิดผลกระทบต่อร่างกาย และระบบประสาทส่วนกลางของมนุษย์ (National Research Council, 2002) และความสูงของตัวกลางระหว่าง 16 และ 24 เซนติเมตร ซึ่งเป็นระดับความสูงของตัวกลางในช่วงร้อยละ 40-60 ซึ่งถือว่าเป็นช่วงความสูงของตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดมลพิษอากาศ (Kennes et al., 2009) และ(3) การศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบโดยใช้สภาวะที่เหมาะสมของระบบจากการศึกษาข้างต้น คือใช้ความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดที่ 15 ppm และความสูงของตัวกลางอยู่ที่ 16 เซนติเมตร สำหรับการกำหนดพารามิเตอร์อื่น ๆ ที่ใช้ในการเดินระบบแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.4 ค่าพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับการเดินระบบ

การทดลอง / ตัวแปรที่ศึกษา	การศึกษาเบื้องต้น	การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของระบบ				การศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ
ระยะเวลาศึกษา (ชม.)	3	3	3	3	3	72
ความเข้มข้นของก๊าซ (ppm)	2	5	5	15	15	15
ความสูงของตัวกลาง (ซม.)	24	16	24	16	24	16
อัตราการไหลของก๊าซ HCN (มล./นาที)	10	24	24	35	35	35
อัตราการไหลของก๊าซ H_2S (มล./นาที)	58	84	84	156	156	156
อัตราการไหลของก๊าซรวม (มล./นาที)	68	90	90	204	204	204
อัตราการไหลตัวกลางของเหลว (มล./นาที)	16	16	16	16	16	16
ระยะเวลากักเก็บ (วินาที)	247	132	152	132	152	132

ระหว่างเดินระบบทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่สำคัญ โดยทำการตรวจวัดและวิเคราะห์ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ไซยาไนด์คงค้าง แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรท-ไนโตรเจน ไนไตรท์-ไนโตรเจน ซัลเฟต ออกซิเจนละลาย ความเป็นกรดเบส การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และการถ่ายภาพชั้นฟิล์มชีวภาพหลังเดินระบบเสร็จสิ้น

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.7.3.1 การศึกษาเบื้องต้น

การทดลองนี้ทำการศึกษาเดินระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่โดยใช้จุลินทรีย์ ซึ่งเดินระบบอย่างต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง เพื่อศึกษาความสามารถของระบบ และจุลินทรีย์ในการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิด

ตารางที่ 3.5 ช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างในการศึกษาแบบไบโอติค

พารามิเตอร์	เวลาการเก็บตัวอย่าง (ชม.)
ความเข้มข้นของ HCN (g) 2 ppm	0, 1, 2, 3
ความเข้มข้นของ H_2S (g) 2 ppm	0, 1, 2, 3
การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์	0, 3
ไซยาไนด์คงค้าง	0, 1, 2, 3
แอมโมเนีย-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ไนเตรท-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ไนไตรท์-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ซัลเฟต	0, 1, 2, 3
ความเป็นกรดเบส	0, 1, 2, 3
ออกซิเจนละลายน้ำ	0, 1, 2, 3

กำหนดปัจจัยในการทดลองที่ 2

ความสูงของตัวกลางที่ใช้เท่ากับ 60% ของความสูงของคอลัมน์ คือ 24 เซนติเมตร

อัตราการไหลของ mixed gas เท่ากับ 68 มิลลิลิตร ต่อ วินาที

อัตราการไหลของของเหลว เท่ากับ 16 มิลลิลิตร ต่อ นาที

ระยะเวลากักเก็บ 247 วินาที

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.7.3.2 การศึกษาเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของระบบในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์

การทดลองนี้ทำการศึกษาเดินระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่โดยใช้จุลินทรีย์ ทำการแปรผันความเข้มข้นของก๊าซ และความสูงของตัวกลาง เพื่อศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสมของระบบในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์

ตารางที่ 3.6 ช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างในการศึกษาสภาวะที่เหมาะในการกำจัดก๊าซของระบบ

พารามิเตอร์	**เวลาการเก็บตัวอย่าง (ชม.)**
ความเข้มข้นของ HCN (g) 5, 15 ppm	0, 1, 2, 3
ความเข้มข้นของ H_2S (g) 5, 15 ppm	0, 1, 2, 3
การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์	0, 3
ไซยาไนด์คงค้าง	0, 1, 2, 3
แอมโมเนีย-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ไนเตรท-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ไนไตรท์-ไนโตรเจน	0, 1, 2, 3
ซัลเฟต	0, 1, 2, 3
ความเป็นกรดเบส	0, 1, 2, 3
ออกซิเจนละลายน้ำ	0, 1, 2, 3

ตารางที่ 3.7 การแปรผันปัจจัยในการศึกษาสภาวะที่เหมาะในการกำจัดก๊าซของระบบ

ความสูงของตัวกลาง	**อัตราการไหลของ mix gas (มล./วินาที)**		**อัตราการไหลของ ของเหลว (มล./นาที)**
	5 ppm	**15 ppm**	
24 ซม. (60%)	90	204	16
16 ซม. (40%)	90	204	16

3.7.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ

ดำเนินการศึกษาโดยการเดินระบบแบบต่อเนื่องเป็นระยะเวลานาน 72 ชั่วโมงและทำการเก็บตัวอย่างตามพารามิเตอร์ที่กำหนดในตารางที่ 3.7

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 3.8 ช่วงเวลาการตรวจวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ ในการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ (Optimum capacity)

พารามิเตอร์	การเก็บตัวอย่าง (ชม.)
ความเข้มข้นของ HCN (g) ที่เหมาะสม	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
ความเข้มข้นของ H_2S (g) ที่เหมาะสม	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์	0,12, 24, 36, 48,72
ไซยาไนด์คงค้าง	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
แอมโมเนีย-ไนโตรเจน	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
ไนเตรท-ไนโตรเจน	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
ไนไตรท์-ไนโตรเจน	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
ซัลเฟต	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
ความเป็นกรดเบส	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72
ออกซิเจนละลายน้ำ	0, 6, 12, 18, 24, 36, 48, 72

กำหนดปัจจัยในการทดลอง

ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm

ความสูงของตัวกลาง 16 ซ.ม. (40%)

อัตราการไหลของ mixed gas 204 มิลลิลิตร/นาที

อัตราการไหลของของเหลว 16 มิลลิลิตร/นาที

3.8 การวิเคราะห์ผล

3.8.1 การคำนวณจำนวนโคโลนีของจุลินทรีย์ (APHA, AWWA, WPCE ,1995)

$$\text{CFU/ml} = \frac{\text{จำนวนจุลินทรีย์ที่นับได้}}{10^{-N}} \tag{3.1}$$

N = การเจือจาง

3.8.2 การเปลี่ยนหน่วยความเข้มข้นจาก ส่วนในล้านส่วน (ppm) เป็น มิลลิกรัมต่อลูกบาศก์เมตร (mg/m^3) (Chung et al., 2007)

$$\text{ความเข้มข้น } (mg/m^3) = \frac{\text{ความเข้มข้น (ppm)} \times \text{มวลโมเลกุลของสารมลพิษ} \left(\frac{g}{mol}\right)}{24.45} \tag{3.2}$$

3.8.3 ภาระบรรทุกมวลสาร (Kennes et al., 2009)

$$\text{Gas loading rate (GLR) } [\frac{g}{m^3 \cdot h}] = \frac{Q \times C_{in}}{V} \quad (3.3)$$

3.8.4 ความสามารถในการกำจัดสารมลพิษของระบบ (Rattanapan et al., 2009)

$$\text{Gas eliminate capacity (GEC) } [\frac{g}{m^3 \cdot h}] = \frac{Q(C_{in} - C_{out})}{V} \quad (3.4)$$

3.8.5 ประสิทธิภาพในการกำจัดสารมลพิษของระบบ (Kennes et al., 2009)

$$\text{Removal efficiency (RE)[\%]} = (\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}}) \times 100 \quad (3.5)$$

โดย Q = อัตราการไหลของสารมลพิษ (m^3/h)

GEC = ความสามารถในการกำจัดสารมลพิษของระบบ $[\frac{g}{m^3 \cdot h}]$

GLR = ภาระบรรทุกมวลสาร $[\frac{g}{m^3 \cdot h}]$

V = ปริมาตรตัวกลางที่ใช้ในระบบ (m^3)

T = ระยะเวลาในการกักเก็บ (sec)

C_{in} = ความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าระบบ (ppm)

C_{out} = ความเข้มข้นของก๊าซที่ออกจากระบบ (ppm)

3.8.7 การกำหนดระยะเวลากักเก็บในการศึกษาคำนวณได้จากสมการที่ 3.7 (Kennes et al., 2009)

$$EBRT = \frac{V}{Q} \quad (3.7)$$

เมื่อ EBRT (Empty bed retention time) : วินาที (s) หรือ นาที (min)

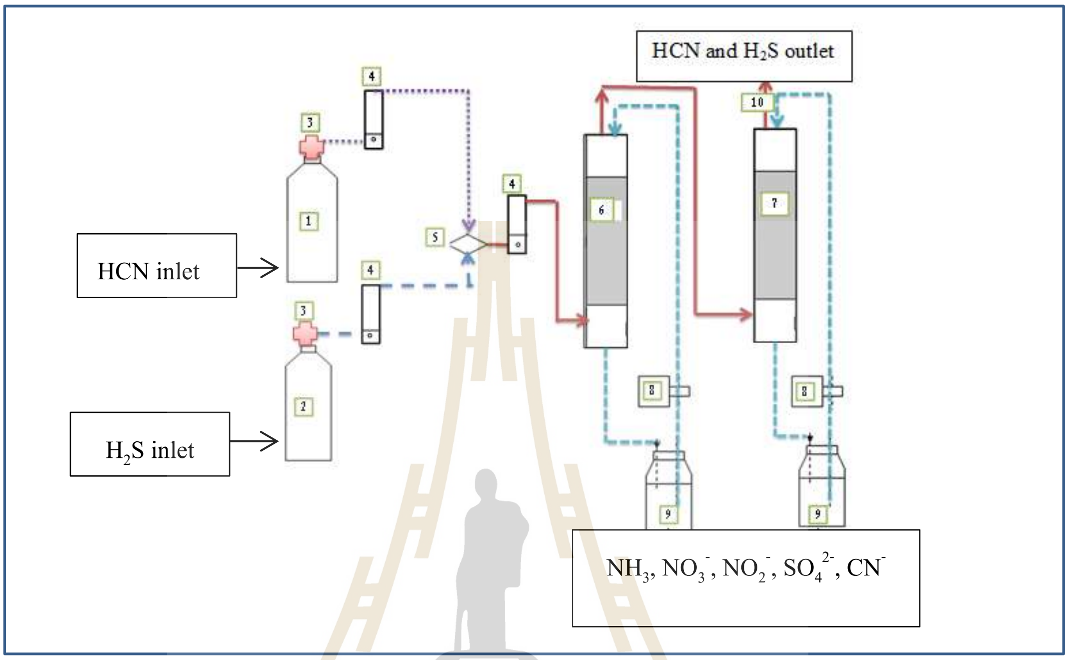
V (ปริมาตรของตัวกลาง) : ลูกบาศก์เมตร (m^3)

Q (อัตราการไหลของก๊าซ) : ลูกบาศก์เมตร/วินาที (m^3/s) หรือ ลูกบาศก์เมตร/นาที (m^3/min)

3.8.8 การคำนวณสมดุลมวล

การคำนวณสมดุลมวลคำนวณจากปริมาณความเข้มข้นของก๊าซแต่ละชนิดที่เข้าระบบ และ ผลิตภัณฑ์สุดท้ายของการเกิดปฏิกิริยาดังต่อไปนี้ ซึ่งอ้างอิงสมการจากการศึกษาของ Armeen,

Feddes, Leonard และ Coleman (2008) ค่าความเข้มข้นของสารตั้งต้นและผลิตภัณฑ์ที่ทำการเก็บตัวอย่างแสดงดังรูปที่ 3.16



รูปที่ 3.16 จุดเก็บตัวอย่างสารตั้งต้นและผลิตภัณฑ์สำหรับการศึกษาสมดุลมวล

3.8.8.1 การคำนวณสมดุลมวลของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN)

$$HCN_{inlet} + O_2 \longrightarrow NH_3\text{-}N + NO_3^-\text{-}N + NO_2^-\text{-}N + CO_2 + H_2O + HCN_{outlet} + [CN^-]^* \quad (3.8)$$

สมการที่ได้จากการดุลมวลของสาร

$$6HCN_{inlet} + 7O_2 \longrightarrow NH_3\text{-}N + NO_3^-\text{-}N + 2NO_2^-\text{-}N + 4CO_2 + H_2O + [HCN_{outlet}] + [CN^-]^* \quad (3.9)$$

จาก มวลเข้า (mass in) = มวลออก (mass out)+(มวลสะสม)

จากสมการ (3.8) คำนวณเฉพาะองค์ประกอบของสารที่ทำการตรวจวิเคราะห์ คือ $[HCN_{inlet}]$, $[NH_3\text{-}N]$, $[NO_3^-\text{-}N]$, $[NO_2^-\text{-}N]$, $[HCN_{outlet}]$ และ$[CN^-]^*$

$$[6HCN_{inlet}] = [NH_3\text{-}N]+[NO_3^-\text{-}N]+[2NO_2^-\text{-}N] + [HCN_{outlet}]+[CN^-]^* \quad (3.10)$$

$[CN^-]^*$ = ความเข้มข้นของไซยาไนด์คงค้างสะสมในระบบ

ปริมาณของมวลเข้า-ออกของก๊าซและผลิตภัณฑ์สุดท้ายคำนวณจาก

$$\frac{Q\times([HCN_{inlet}]\times 6)}{V_m} = \frac{Q\times[HCN_{outlet}]}{V_m} + \frac{([NH_3]+[NO^-_3]+([NO^-_2]\times 2)+[CN])\times V_w}{1000\times V_m} \quad (3.11)$$

โดย

$[HCN]$ = ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (mg/m^3)

$[NH_3]$ = ความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในอาหารเหลว (mg/L)

$[NO_3^-]$ = ความเข้มข้นของไนเตรท-ไนโตรเจนในอาหารเหลว (mg/L)

$[NO_2^-]$ = ความเข้มข้นของไนไตรท์-ไนโตรเจนในอาหารเหลว (mg/L)

$[CN^-]$ = ความเข้มข้นของไซยาไนด์คงค้างในอาหารเหลว (mg/L)

V_m = ปริมาตรตัวกลางที่ใช้ในระบบ (packing media, m^3)

Q = อัตราการไหลของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (ml/sec)

V_w = ปริมาณอาหารเหลวที่ไหลเวียนในระบบที่ได้จากการเก็บตัวอย่าง (ml/hrs)

3.8.8.2 การคำนวณสมดุลมวลของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S)

$$H_2S_{inlet} + O_2 + CO_2 \longrightarrow SO_4^{2-} + H_2S_{outlet} + H_2O + CO_2 \qquad (3.12)$$

สมการที่ได้จากการดุลมวลของสาร

$$2H_2S_{inlet} + 2.5O_2 + CO_2 \longrightarrow SO_4^{2-} + H_2S_{outlet} + H_2O + CO_2 \qquad (3.13)$$

จาก มวลเข้า (mass in) = มวลออก (mass out)+(มวลสะสม)

จากสมการ (3.13) คำนวณเฉพาะองค์ประกอบของสารที่ทำการตรวจวิเคราะห์ คือ $[H_2S_{inlet}]$, $[H_2S_{outlet}]$, SO_4^{2-}

$$2[H_2S_{inlet}] = [H_2S_{outlet}]+SO_4^{2-} \qquad (3.14)$$

ปริมาณของมวลเข้า-ออกของก๊าซและผลิตภัณฑ์สุดท้ายคำนวณจาก

$$\frac{Q\times([H_2S_{inlet}]\times 2)}{V_m} = \frac{Q\times[H_2S_{outlet}]}{V_m} + \frac{[SO_4^{2-}]\times V_w}{1000\times V_m} \qquad (3.15)$$

โดย

$[H_2S]$ = ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (mg/m^3)

SO_4^{2-} = ความเข้มข้นของซัลเฟตในอาหารเหลว (mg/L)

V_m = ปริมาตรตัวกลางที่ใช้ในระบบ (packing media, m^3)

Q = อัตราการไหลของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (ml/sec)

V_w = ปริมาณอาหารเหลวที่ไหลเวียนในระบบที่ได้จากการเก็บตัวอย่าง (ml/hrs)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.9 วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ในการศึกษา

การศึกษาที่แสดงในตารางที่ 3.3-3.7 มีการเก็บตัวอย่างของพารามิเตอร์ที่กำหนดมาทำการวิเคราะห์ด้วยวิธีการต่าง ๆ ดังต่อไปนี้

3.9.1 ตรวจวัดความเข้มข้นของก๊าซ: gas detector

ตรวจวัดความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยวัดความเข้มข้นตามจุดที่กำหนดดังแสดงในรูปที่ 3.16 โดยการต่อ gas detector ตามจุดตรวจวัดโดยตรง

3.9.2 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ : colony count technique (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

การเก็บตัวอย่างฟิล์มชีวภาพออกจากตัวกลางโพลิโพรไพลีนโดยการนำตัวกลางพอลิโพรไพ-ลีนใส่ลงในเครื่อง sonicatorที่มีน้ำกลั่นซึ่งผ่านการฆ่าเชื้อไว้แล้วทำการ sonicate เป็นเวลา 30 นาทีที่ความถี่ 47 กิโลเฮิร์ทซ์และเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์ที่หลุดออกจากตัวกลางในน้ำกลั่น (Sercu et al., 2004) ใส่ลงในสารละลายโซเดียมคลอไรด์ 0.85% (buffer solution) ทำการเจือจางตัวอย่างจาก 10^{-1}-10^{-6} ทำการ Spread plate จากนั้นนำเชื้อไปบ่มที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 – 48 ชั่วโมง และทำการนับจำนวนโคโลนี (colony forming unit) ที่อยู่ในช่วง 30-300 โคโลนี

3.9.3 การถ่ายภาพฟิล์มชีวภาพ และวิเคราะห์ธาตุโดยใช้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy, SEM) เก็บตัวอย่างตัวกลางพอลิโพรไพลีนและเตรียมตัวอย่างเพื่อนำตัวอย่างไปถ่ายภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด

3.9.4 ความเป็นกรดเบส: พีเอชมิเตอร์ (pH meter)

3.9.5 ออกซิเจนละลาย: ดีโอมิเตอร์ (DO meter)

3.9.6 แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) : การไทเทรต (Titrimetric method) (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

3.9.7 ไนเตรท-ไนโตรเจน (NO_3-N) :วิธีการบรูซีน (Brucine method) (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

3.9.8 ไนไตรท์ –ไนโตรเจน (NO_2-N): วิธีการสร้างสี (Colorimetric method) (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

3.9.9 ไซยาไนด์คงค้าง (CN^-): วิธีการไทเทรต (Titrimetric method) (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

3.9.10 ซัลเฟต (SO_4^{2-}): การวัดความขุ่น (Turbidimetric method) (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

ตัวอย่างที่ใช้ในการวิเคราะห์ได้จากของเหลวที่ไหลเวียนอยู่ภายในระบบมาโดยการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของแอมโมเนีย ไนเตรท ไนไตรท์ ไซยาไนด์คงค้างและซัลเฟต ดังแสดงวิธีการ

วิเคราะห์ใน ภาคผนวก ก ซึ่งการวิเคราะห์ตัวอย่างส่วนใหญ่จะทำการวิเคราะห์ซ้ำ 3 ครั้ง ยกเว้นการนับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ซึ่งทำการวิเคราะห์ 1 ครั้ง ดังแสดงในตารางที่ 3.8

ตารางที่ 3.9 การวิเคราะห์ตัวอย่าง

พารามิเตอร์	ปริมาตรที่ใช้ (มล.)	จำนวนครั้ง	ปริมาตรรวม (มล.)
แอมโมเนีย-ไนโตรเจน	100	3	300
ไนเตรท-ไนโตรเจน	5	3	15
ไนไตรท์ – ไนโตรเจน	50	3	150
ไซยาไนด์คงค้าง	5	3	15
ซัลเฟต	100	3	300
ออกซิเจนละลายน้ำ	วิเคราะห์จากถังเก็บสารอาหาร	3	-
ความเป็นกรดเบส	วิเคราะห์จากถังเก็บสารอาหาร	3	-
จำนวนจุลินทรีย์	วิเคราะห์จากตัวกลาง; การเจริญเติบโต, น้ำหนักเซลล์	1	-
ความเข้มข้นของก๊าซ	ตรวจวัดที่ Inlet และOutlet ของระบบ	3	-

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 4

ผลการศึกษา และการวิเคราะห์ผล

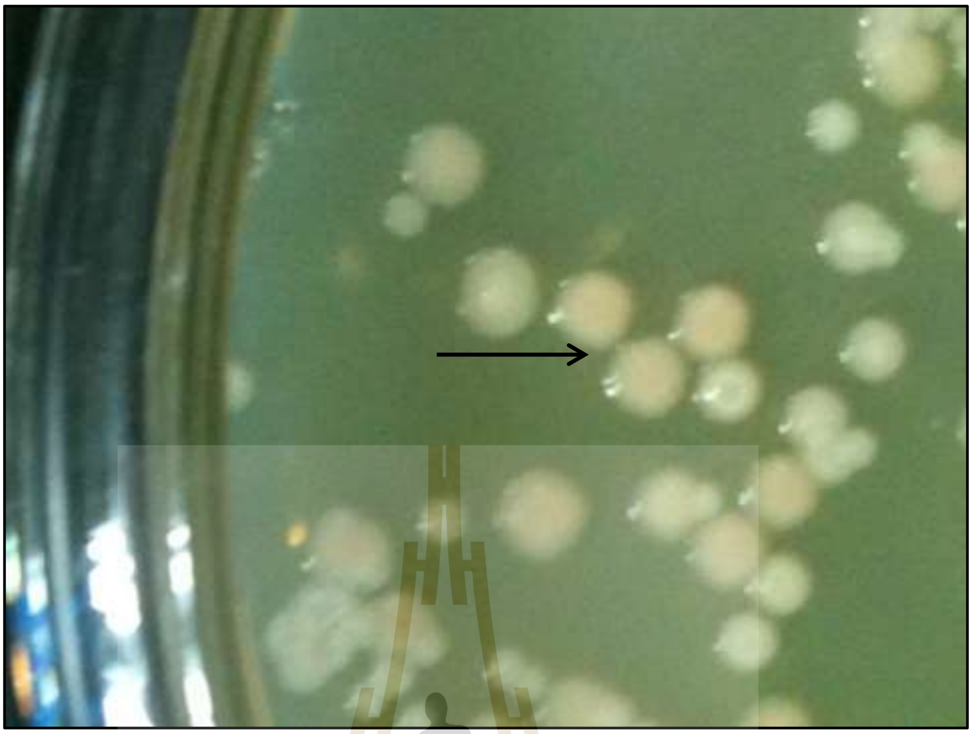
4.1 การศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Microbial growth curve)

ศึกษาการย่อยสลายก๊าซพิษสองชนิดด้วยกันคือก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ โดยใช้จุลินทรีย์ในการศึกษาด้วยกัน 2 กลุ่มคือจุลินทรีย์กลุ่มที่มีความสามารถในการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์คือ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 และจุลินทรีย์กลุ่มที่มีความสามารถในการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์คือ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ซึ่งลักษณะทางกายภาพภายนอกของโคโลนีจุลินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มแสดงดังในตารางที่ 4.1 และรูปที่ 4.1-4.4

ตารางที่ 4.1 ลักษณะทางกายภาพภายนอกของโคโลนีจุลินทรีย์แต่ละชนิด

ชื่อจุลินทรีย์	ขนาดโคโลนี (มม.)	ลักษณะของโคโลนี	แกรม	รูปร่าง	ขนาดเซลล์
Agrobacterium tumefaciens SUTS 1	3-4.5	กลมนูน ผิวเรียบ ขอบเรียบ โคโลนีสีน้ำตาลอ่อนขุ่น	ลบ	รูปแท่ง	0.2–1.0 × 0.5–2.0 μm
Pseudomonas monteilii SUTS 2	1-2.3	กลมนูน ผิวเรียบ ขอบเรียบ โคโลนีสีขาวขุ่น	ลบ	รูปแท่ง	0.5–1.0 × 1.5–5.0 μm
Acinetobacter sp. MU1_03	1-2	กลมนูน ผิวเรียบ ขอบเรียบ โคโลนีสีเหลืองอ่อนขุ่น	ลบ	รูปแท่ง	0.9-1.6 × 1.5-2.5 μm
Alcaligenes faecalis MU2_03	1-1.5	กลมนูนกลางโคโลนี ผิวเรียบ ขอบหยักโคโลนีสีขาว	ลบ	รูปแท่ง	0.5-1.0 × 0.5-3.0 μm

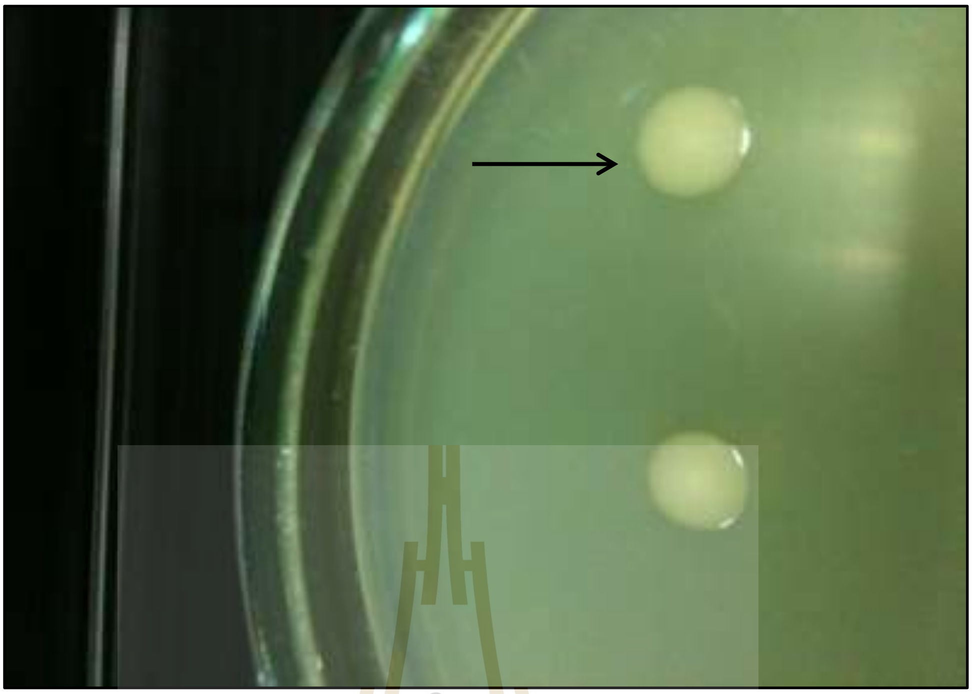
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



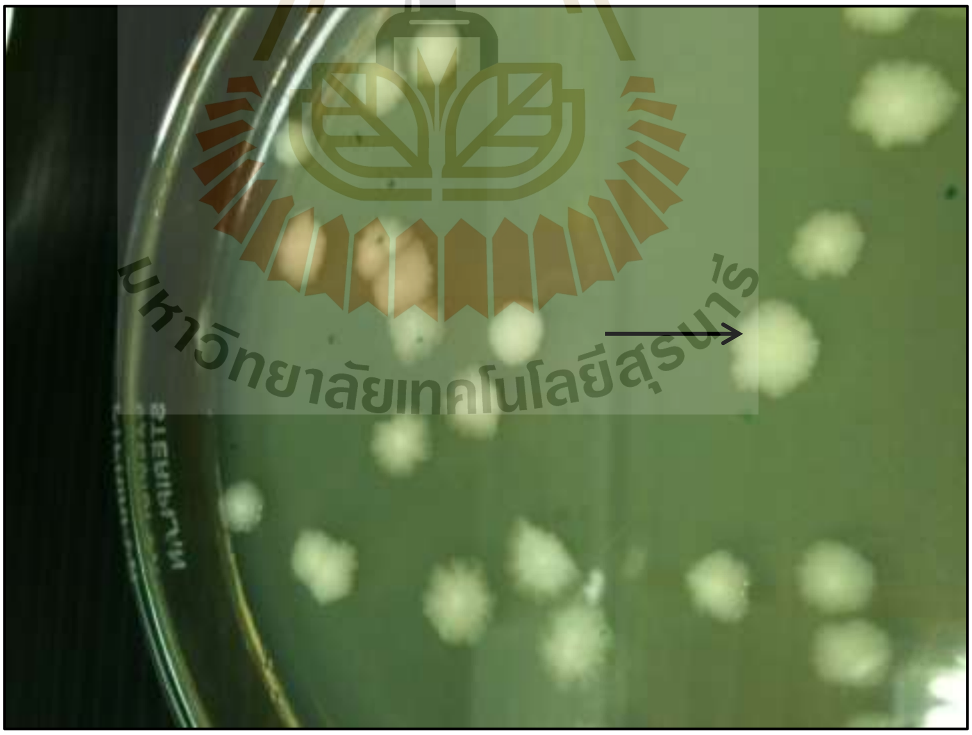
รูปที่ 4.1 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1

รูปที่ 4.2 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ 4.3 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์ *Acinetobacter* sp. MU1_03



รูปที่ 4.4 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์ *Alcaligenes faecalis* MU2_03

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

การศึกษานี้ได้นำจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารในกลุ่มไซยาไนด์ซึ่งคัดแยกได้จากระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานแป้งมันสำปะหลัง (Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010) เมื่อดำเนินกระบวนการในการผลิตแป้งมันสำปะหลังจะทำให้น้ำเสียที่ออกมาจากระบบมีองค์ประกอบของสารในกลุ่มไซยาไนด์ออกมากับน้ำเสีย ซึ่งจุลินทรีย์ที่คัดแยกได้คือ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 ซึ่งจากการศึกษาการย่อยสลายไซยาไนด์ด้วย *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของจุลินทรีย์คิดเป็นร้อยละ 97.90 การย่อยสลายไซยาไนด์โดยปฏิกิริยาออกซิไดซ์จะได้สารประกอบที่มีความเป็นพิษลดลง เช่น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) ไนเตรท-ไนโตรเจน (NO_3^- -N) และไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO_2^- -N) (Ebb, 2004) ในส่วนของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้จากการคัดแยกจากระบบบำบัดน้ำเสียสี่พระยาโดยการศึกษาของ Potivichayanon และคณะ (2006) คือจุลินทรีย์ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ซึ่งสามารถออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ให้อยู่ในรูปของซัลเฟต (SO_4^{2-}) ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซโดยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์โดยจุลินทรีย์ทั้งสองชนิดคิดเป็นร้อยละ 98

จากการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แต่ละชนิดจะพบว่าลักษณะภายนอกของโคโลนีจุลินทรีย์แต่ละชนิดมีลักษณะแตกต่างกัน จุลินทรีย์ทั้งสี่ชนิดเป็นจุลินทรีย์แกรมลบ รูปแท่ง ไม่สร้างสปอร์ เป็น Aerobic bacteria สามารถเจริญเติบโตได้ในอุณหภูมิสิ่งแวดล้อมทั่วไปประมาณ 20-40 องศาเซลเซียส จุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรแจนซัลไฟด์จัดเป็นจุลินทรีย์กลุ่ม Chemoautotroph และลักษณะการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในช่วง lag-phase จนถึงช่วง death-phase ของจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มแสดงในรูปที่ 4.5, 4.6 และ 4.7 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มีจำนวนโคโลนีอยู่ในช่วง 10^6- 10^7 CFU/ml และเจริญเติบโตได้สูงถึง 10^8 CFU/ml คือจุลินทรีย์ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 ดังตารางที่ 4.2 เนื่องจากมีจำนวนโคโลนีมากที่สุด และจากน้ำหนักแห้งของเซลล์จุลินทรีย์ (ตารางที่ 4.4) พบว่าน้ำหนักแห้งของเซลล์จุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มมีปริมาณสูงที่สุดในวันที่ 4 ของการศึกษาโดยจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์น้ำหนักแห้งเท่ากับ 11.50 ± 1.25 มิลลิกรัม/มิลลิลิตร และกลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์น้ำหนักแห้งเท่ากับ 15.70 ± 2.2 โดยช่วง log-phase ของจุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มจึงอยู่ในช่วงวันที่ 3-4 (รูปที่ 4.5-4.7) และลดจำนวนลงในช่างวันที่ 5 หรือเข้าสู่ช่วง death-phase เนื่องจากเซลล์จุลินทรีย์บางส่วนตายไป

ตารางที่ 4.2 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์แต่ละชนิดระหว่างการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Growth curve)

ระยะเวลา (วัน)	**จำนวนเซลล์ (CFU/ml)**			
	***Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1**	***Pseudomonas monteilii* SUTS 2**	***Acinetobacter* sp. MU1_03**	***Alcaligenes faecalis* MU2_03**
0	5.0×10^{6}	1.3×10^{7}	2.0×10^{6}	5×10^{6}
1	2.3×10^{7}	2.2×10^{7}	1.4×10^{7}	1.3×10^{6}
2	3.1×10^{7}	4.1×10^{7}	2.2×10^{7}	2.1×10^{7}
3	8.5×10^{7}	1.02×10^{8}	3.1×10^{7}	2.9×10^{7}
4	6.3×10^{7}	6.3×10^{7}	7.3×10^{7}	6.1×10^{7}
5	4.2×10^{7}	6.1×10^{7}	5.2×10^{7}	4.2×10^{7}
6	3.5×10^{6}	3.3×10^{7}	2.4×10^{7}	3.1×10^{7}
7	1.2×10^{6}	2.3×10^{7}	1.1×10^{7}	2.1×10^{7}

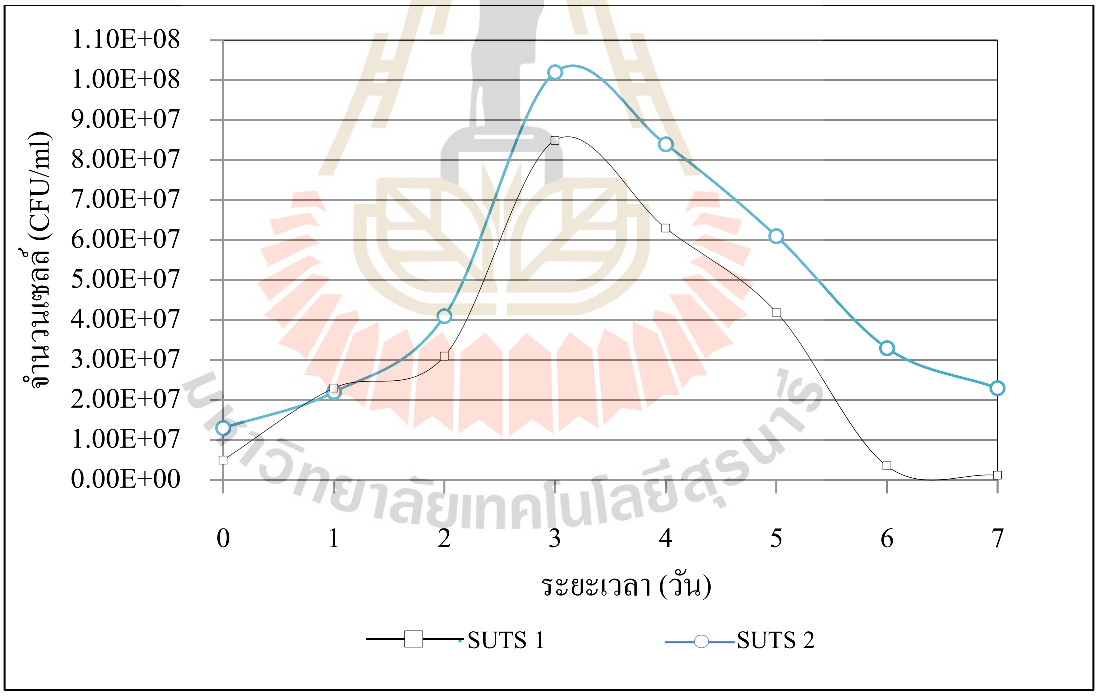
ตารางที่ 4.3 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์แต่ละชนิดแบบรวมกลุ่มระหว่างการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Growth curve)

ระยะเวลา (วัน)	**จำนวนเซลล์ (CFU/ml)**	
	Mixed culture of SUTS 1 and SUTS 2	**Mixed culture of MU1_03 and MU2_03**
0	1.80×10^{7}	7.00×10^{6}
1	4.50×10^{7}	2.70×10^{7}
2	7.20×10^{7}	4.30×10^{7}
3	1.87×10^{8}	6.00×10^{7}
4	1.47×10^{8}	1.34×10^{8}
5	1.03×10^{8}	9.40×10^{7}
6	3.65×10^{7}	5.50×10^{7}
7	2.42×10^{7}	3.20×10^{7}

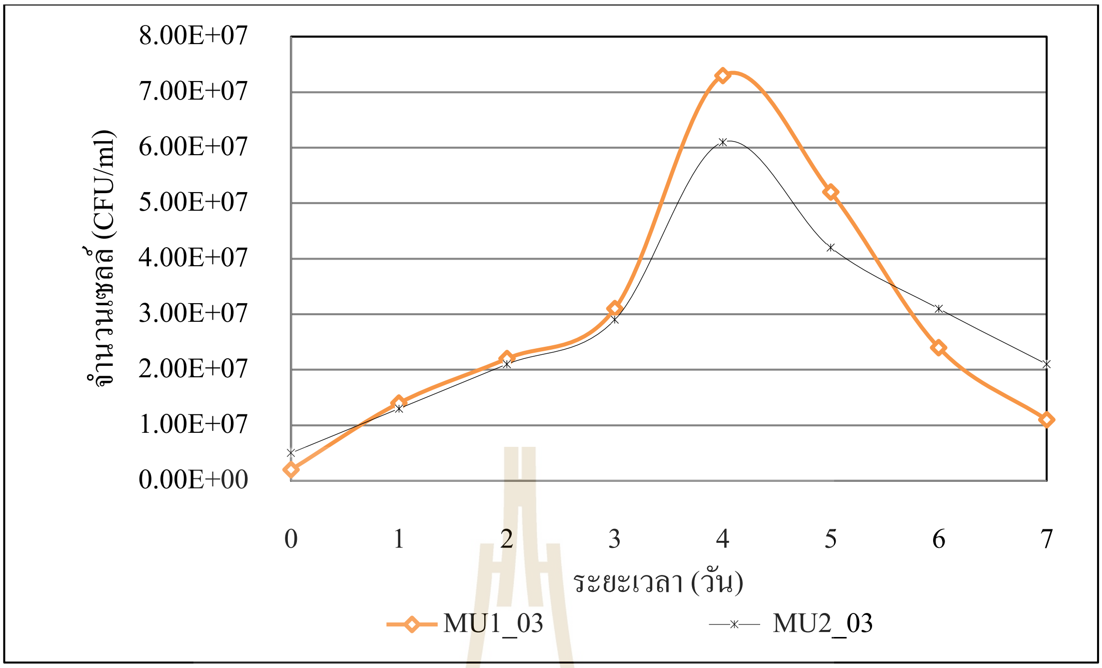
ข้อมูลการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในการศึกษานี้ใช้ข้อมูลการนับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์เป็นหลักเนื่องจากเป็นการนับจำนวนเซลล์ที่ยังมีชีวิตอยู่สามารถใช้ในการย่อยสลายก๊าซพิษได้และการ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

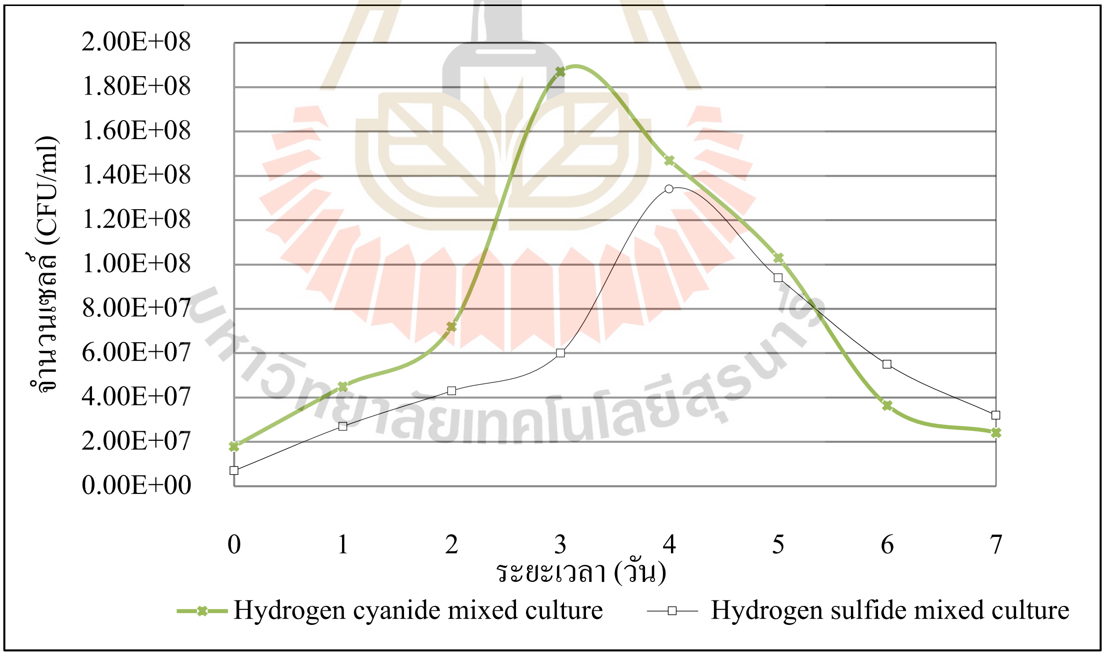
ชั่งน้ำหนักแห้งเป็นข้อมูลประกอบเนื่องจากการชั่งน้ำหนักแห้งเป็นการรวมทั้งเซลล์ที่มีชีวิตและเซลล์ที่ตายแล้วซึ่งบางส่วนไม่สามารถย่อยสลายก๊าซพิษได้ และเมื่อนับจำนวนโคโลนีของจุลินทรีย์แต่ละชนิดแบบรวมกลุ่มกันพบว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่มีความสามารถในการย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์มีจำนวนโคโลนีที่มากกว่ากลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ตามตารางที่ 4.3 และจากกราฟการเจริญเติบโตแบบรวมกลุ่มของจุลินทรีย์แต่ละชนิด (รูปที่ 4.7) เห็นได้ชัดเจนว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์เจริญเติบโตได้ดีกว่ากลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์อาจเนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นจุลินทรีย์ที่พบได้ทั่วไปตามธรรมชาติจึงมีการปรับตัวและเจริญเติบโต ได้ดีในสภาวะแวดล้อมหลายรูปแบบ และมีความทนต่อสภาพแวดล้อมที่มีความเปลี่ยนแปลงได้ดี (Bergey et al., 2001) ซึ่งต่างจากจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่ม chemoautotroph อาจต้องการแร่ธาตุบางชนิดที่ไม่มีในระบบเพื่อการเจริญเติบโตจึงเจริญเติบได้น้อยกว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Don et al., 2005)



รูปที่ 4.5 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์



รูปที่ 4.6 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์



รูปที่ 4.7 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์แต่ละชนิดแบบรวมกลุ่ม

ตารางที่ 4.4 น้ำหนักแห้งของเซลล์ระหว่างการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในช่วง log-phase

ชนิดของจุลินทรีย์ / น้ำหนักรวม	น้ำหนักเซลล์วันที่ 3 (mg/ml)	น้ำหนักเซลล์วันที่ 4 (mg/ml)	เฉลี่ย (mg/ml)
Agrobacterium tumefaciens SUTS 1	3.20±0.27	5.30±0.87	4.25±1.05
Pseudomonas monteilii SUTS 2	5.10±1.07	6.20±0.38	5.65±0.55
Mixed culture of SUTS1 and SUTS 2	8.30±1.34	11.50±1.25	9.90±1.60
Acinetobacter sp. MU1_03	7.10±1.12	7.40±0.89	7.25±0.15
Alcaligenes faecalis MU2_03	6.30±0.29	8.30±1.31	7.40±1.10
Mixed culture of MU1_03 and MU2_03	13.40±1.41	15.70±2.2	14.65±1.25

4.2 การศึกษาแบบอไบโอติก (Abiotic)

การศึกษาการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบไบโอ-สครับเบอร์แบบคู่โดยไม่มีจุลินทรีย์ในระบบ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบในสภาวะที่ระบบไม่ใช้จุลินทรีย์ ซึ่งกำหนดความเข้มข้นของก๊าซ 2 ppm และความสูงของตัวกลาง อยู่ที่ 24 เซนติเมตร หรือร้อยละ 60 ของความสูงของคอลัมน์ เดินระบบเป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง จากการวิเคราะห์ตัวอย่างของเหลวที่ไหลเวียนในระบบไม่พบแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรท-ไนโตรเจน และไนไตรท์-ไนโตรเจน แต่เนื่องจากก๊าซทั้งสองชนิดเป็นก๊าซที่สามารถละลายน้ำได้ จึงพบในรูปของสารที่ละลายน้ำโดยไฮโดรเจนไซยาไนด์จะละลายน้ำได้ในรูปของไซยาไนด์ไอออน (CN^-) (Dzombak, 2006) ความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 1.46 มิลลิกรัม/ลิตรและไฮโดรเจนซัลไฟด์จะอยู่ในรูปของซัลเฟต (SO_4^{2-}) เข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 4.02 มิลลิกรัม/ลิตร (ตารางที่ 4.5) ค่าซัลเฟตที่เพิ่มขึ้นดังกล่าวอาจมีผลต่อค่าความเป็นกรดเบสในระบบโดยทำให้ค่าความเป็นกรดเบสลดลงเล็กน้อยจาก 6.90 เป็น 6.70 และหากมีปริมาณออกซิเจนเพียงพอในระบบก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะสามารถถูกออกซิไดซ์ได้หากแต่เกิดได้ในปริมาณที่น้อย (Yang and Allen, 1994) จากการใช้ออกซิเจนในการออกซิไดซ์จึงทำให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ลดลงเล็กน้อยจาก 6.50 เป็น 6.40 มิลลิกรัม/ลิตร สำหรับความเข้มข้นเฉลี่ยของก๊าซที่ออกจากระบบพบว่ามีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเล็กน้อยในแต่ละชั่วโมงโดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เพิ่มขึ้นในชั่วโมงที่ 1-3 จาก 1.30 ppm เป็น 1.60 ppm และ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เพิ่มขึ้นจาก 1.30 ppm เป็น 1.80 ppm ซึ่งการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซในแต่ละชั่วโมงการทดลองอาจเกิดจากการสะสมของก๊าซในระบบเนื่องจากการเดินระบบอย่างต่อเนื่องโดยภายในระบบไม่มีจุลินทรีย์ที่เป็นปัจจัยหลักในการออกซิไดซ์ก๊าซทำให้การออกซิไดซ์โดยใช้

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ออกซิเจนในระบบเกิดขึ้นได้น้อย ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดโดยเฉลี่ยของระบบสำหรับไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับร้อยละ 30 และ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ร้อยละ 25

ตารางที่ 4.5 ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นระหว่างการเดินระบบแบบอไบโอติก (abiotic)

ระยะเวลา (ชม.)	ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)		ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)		ผลิตภัณฑ์จากการออกซิไดซ์ก๊าซ (mg/l)				
	HCN	H_2S	HCN	H_2S	NH_3-N	NO_3^--N	NO_2^--N	SO_4^{2-}	Residual (CN^-)
0			2.00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00
1			1.30	1.30	0.00	0.00	0.00	3.27	2.20
2	2.00	2.00	1.30	1.40	0.00	0.00	0.00	4.52	0.00
3			1.60	1.80	0.00	0.00	0.00	4.27	2.20
เฉลี่ย			1.40	1.50	0.00	0.00	0.00	4.02	2.20

ตารางที่ 4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบระหว่างการศึกษาแบบอไบโอติก (abiotic)

ระยะเวลา (ชม.)	HCN ความเข้มข้น 2 ppm			H_2S ความเข้มข้น 2 ppm			DO mg/l	pH
	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)		
0		0.00	0.00		0.00	0.00	6.50	6.90
1		0.11	35.00		1.20	35.00	6.50	6.70
2	0.46	0.16	35.00	3.97	1.40	30.00	6.40	6.70
3		0.11	20.00		0.54	10.00	6.40	6.70
เฉลี่ย		0.12	30.00		1.00	25.00	6.40	6.70

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

4.3 การศึกษาเบื้องต้น

การทดลองนี้กำหนดความเข้มข้นของก๊าซทั้ง 2 ชนิด เท่ากับ 2 ppm ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร หรือ 60% ของความสูงคอลัมน์ไบโอสครับเบอร์ ระยะเวลาในการเดินระบบ 3 ชั่วโมง อัตราภาระของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ 0.46 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 3.97 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบในการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดในสภาวะที่มีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัดก๊าซแต่ละชนิดได้ ผลการศึกษา

พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิดเพิ่มขึ้นเนื่องจากความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิไดซ์มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับการศึกษาแบบอไบโอติก (abiotic) ที่ไม่มีจุลินทรีย์ในระบบโดยความเข้มข้นของ แอมโมเนีย-ไนโตรเจนเท่ากับ 1.30 มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรทไนโตรเจน 2.73 มิลลิกรัม/ลิตร ไนไตรท์-ไนโตรเจน 0.13 มิลลิกรัม/ลิตร ซัลเฟต 11.00 มิลลิกรัม/ลิตร และไซยาไนด์คงค้างเฉลี่ย 2.20 มิลลิกรัม/ลิตร จากตารางที่ 4.5 จะเห็นว่าในชั่วโมงที่ 2 ของการเดินระบบไม่พบความเข้มข้นของไซยาไนด์คงค้างในระบบอาจเนื่องจากความเข้มข้นของไซยาไนด์คงค้าในระบบต่ำกว่า 0.02 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งการวิเคราะห์ความเข้มข้นของไซยาไนด์คงค้างโดยวิธีการไทเทรตใช้ได้ดีกับความเข้มข้นของไซยาไนด์ไอออน (CN^{-}) ตั้งแต่ 0.02 มิลลิกรัม/ลิตรขึ้นไป (WPHA, AWWA, WPCF, 2005) โดยความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ของระบบเท่ากับ 0.46 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง เมื่อเดินระบบครบ 3 ชั่วโมงไม่พบก๊าซที่ออกจากระบบประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มากกว่าร้อยละ 99.99 สำหรับค่าความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบมีค่าเท่ากับ 3.97 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง คิดเป็นประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 99.99 เนื่องจากไม่พบความเข้มข้นของก๊าซที่ออกจากระบบ (ตารางที่ 4.6) ค่าความเป็นกรดเบส (pH) และออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ลดลงเล็กน้อยเนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาออกซิไดซ์โดยจุลินทรีย์ (Ebb, 2004) จำนวนเซลล์จุลินทรีย์หลังจากการเดินระบบลดลงจาก 8.90×10^{7} CFU/ml เป็น 8.40×10^{7} CFU/ml สำหรับจุลินทรีย์ในกลุ่มที่กำจัดไฮโดรเจนไซยาไนด์ (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2) และสำหรับไฮโดรเจนซัลไฟด์ (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ*Alcaligenes faecalis* MU2_03) ลดลงจาก 1.40×10^{8} CFU/ml เป็น 8.60×10^{7} CFU/ml (ตารางที่ 4.8) จะเห็นได้ว่าจุลินทรีย์ที่ศึกษาได้แก่ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซของระบบได้เฉลี่ยประมาณร้อยละ 70 ซึ่งความสามารถในการกำจัดก๊าซแต่ละชนิดของจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มจะมีความเด่นแตกต่างกันไปโดยจุลินทรีย์กลุ่มย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์ มีความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดี และกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้บ้างเล็กน้อย และสำหรับจุลินทรีย์ในกลุ่มย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ สามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ดีเมื่อเทียบกับกลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์ เนื่องจากความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ออกจากไบโอสครับเบอร์คอลัมน์ 1 ซึ่งมีจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ พบว่ายังมีค่าสูง และปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นในไบโอสครับเบอร์คอลัมน์ที่ 1 มีความเข้มข้นน้อยกว่าไบโอสครับเบอร์คอลัมน์ที่ 2 ซึ่งเป็นคอลัมน์ที่มีจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ ซึ่งจุลินทรีย์ส่วนใหญ่สามารถอยู่รอดได้ในสภาวะที่มีก๊าซพิษทั้งสองชนิดและทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์ก๊าซพิษแต่ละชนิดและปล่อยออกมาในรูปของผลิตภัณฑ์ดังกล่าว ซึ่งข้อมูลที่ได้จากการศึกษาเบื้องต้นนี้จะนำไปใช้ใน

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

การศึกษาขั้นต่อไปคือการศึกษาเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของระบบ และประสิทธิภาพสูงสุดของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

ตารางที่ 4.7 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ระหว่างการศึกษาเบื้องต้น

ระยะเวลา (ชม.)	ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)		ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)		ผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายก๊าซ (mg/l)				
	HCN	H_2S	HCN	H_2S	NH_3-N	NO_3^--N	NO_2^--N	SO_4^{2-}	Residual CN^-
0	2.00	2.00	2.00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00
1			ND (0.01)*	ND (0.01)*	0.91	2.10	0.11	10.19	2.20
2			ND (0.01)*	ND (0.01)*	1.10	2.70	0.15	11.15	2.20
3			ND (0.01)*	ND (0.01)*	1.88	3.40	0.13	11.62	2.20
เฉลี่ย			ND (0.01)*	ND (0.01)*	1.30	2.73	0.13	11.00	2.20

* ความเข้มข้นก๊าซต่ำกว่า detection limit ของเครื่องตรวจวัด คือ 0.01 ppm (ND; Not detected)

ตารางที่ 4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบระหว่างการศึกษาเบื้องต้น

ระยะเวลา (hrs.)	ก๊าซ HCN			ก๊าซ H_2S			DO (mg/l)	pH
	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)		
0	0.46	0.00	0.00	3.97	0.00	0.00	6.50	6.90
1		0.41	> 99.99		3.94	> 99.99	6.30	6.40
2		0.41	> 99.99		3.94	> 99.99	6.20	6.40
3		0.41	> 99.99		3.94	> 99.99	6.30	6.40
เฉลี่ย		0.41	> 99.99		3.94	> 99.99	6.30	6.40

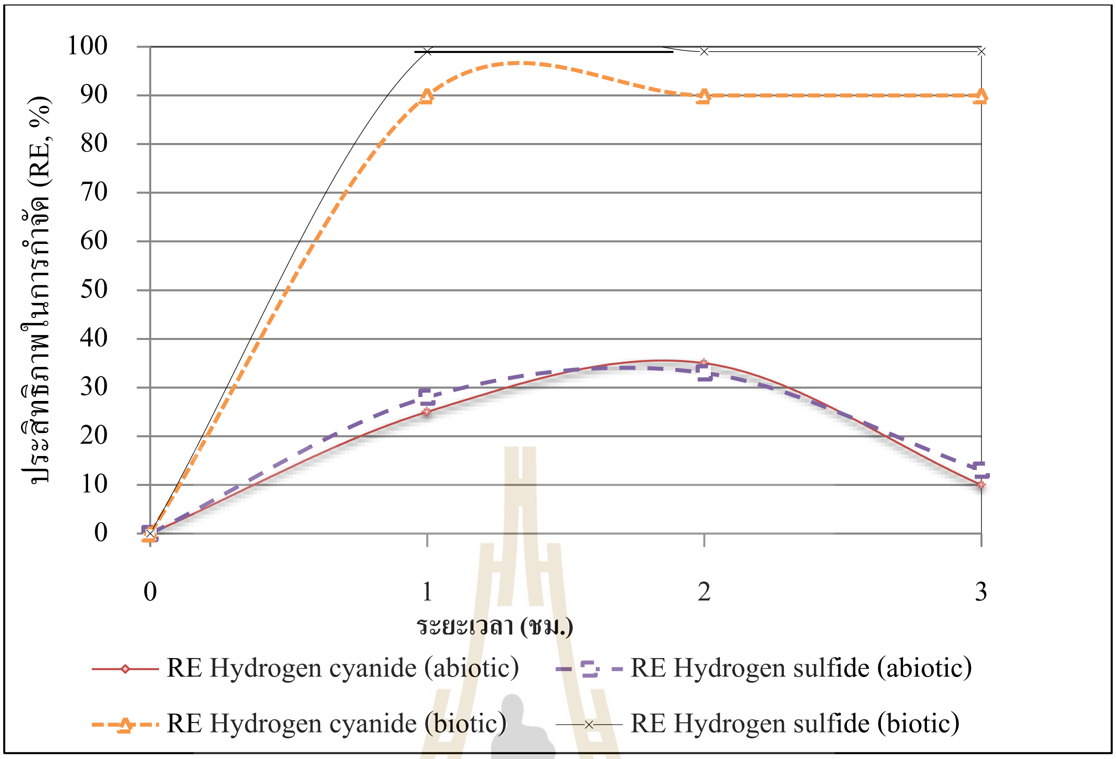
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.9 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อนและหลังการศึกษาเบื้องต้น

ชนิดของจุลินทรีย์	**จำนวนเซลล์ก่อนเดินระบบ (CFU/ml)**	**จำนวนเซลล์หลังเดินระบบ (CFU/ml)**
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	8.90×10^{7}	8.40×10^{7}
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	1.40×10^{8}	8.60×10^{7}

เนื่องจากจุลินทรีย์เป็นปัจจัยหลักของการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ในการศึกษาเบื้องต้นจึงมีการเติมจุลินทรีย์เข้าไปในระบบ ซึ่งทำให้อัตราในการออกซิไดซ์ก๊าซทั้งสองชนิดเพิ่มขึ้นทำให้ผลิตภัณฑ์ (by-product) ที่ได้จากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์มีความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้นไม่ว่าจะเป็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรท-ไนโตรเจน และไนไตรท์-ไนโตรเจน ซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ (by-product) ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Ebbs, 2004) และซัลเฟตซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลาย (by-product) ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Prescott et al., 2003) ในขณะเดียวกันประสิทธิภาพการกำจัด (RE) ก๊าซของระบบพบว่ามีประสิทธิภาพสูงขึ้นเช่นกันเมื่อมีการเติมจุลินทรีย์เข้าไปในระบบดังในรูปที่ 4.8 จากการศึกษาผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลาย (by-product) พบว่าซัลเฟตเป็นผลิตภัณฑ์ที่มีความเข้มข้นสูงที่สุดเนื่องจากที่ความเข้มข้นเท่ากันก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีอัตราภาระเข้าระบบสูงกว่าก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ซึ่งแสดงให้เห็นชัดเจนจากขั้นตอนการศึกษาแบบอไบโอติก (abiotic)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ 4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบ (RE) ระหว่างการศึกษาแบบอไบโอติก (abiotic) และไบโอติก (biotic)

4.4 การศึกษาการกำจัดก๊าซของระบบฟิกซ์-ฟิลม์ไบโอสครับเบอร์แบบคู่

การศึกษานี้เป็นการศึกษาเพื่อกำจัดก๊าซสองชนิดและใช้คอลัมน์ของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบแยกเชื้อเนื่องจากจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มมีความสามารถในการบำบัดก๊าซพิษที่แตกต่างกัน ช่วยทำให้จุลินทรีย์สามารถกำจัดก๊าซพิษแต่ละชนิดได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด และลดการแก่งแย่งกัน (competition) ของจุลินทรีย์แต่ละกลุ่ม เช่น สารอาหาร แร่ธาตุ (mineral) และการหลั่งสารของจุลินทรีย์บางกลุ่มเพื่อยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์อีกกลุ่ม (Antibiosis) (Singleton, 2004) ซึ่งระหว่างการเดินระบบพบว่าจุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตและแบ่งเซลล์ได้ และสิ่งสำคัญสำหรับการใช้ระบบปฏิกรณ์มากกว่าหนึ่งระบบคือ ความพรุนของตัวกลางที่ใช้เนื่องจากมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของระบบโดยตัวกลางโพลิโพไพรลีนที่ใช้เป็นวัสดุที่มีพื้นที่ผิวสัมผัสสูงจึงทำให้ของเหลวที่ไหลเวียนในระบบกระจายได้อย่างทั่วถึงและชั้นฟิล์มชีวภาพมีความชื้นตลอดเวลา ลดการหลุดของชั้นฟิล์มชีวภาพ นอกจากนี้ระหว่างการเดินระบบพบว่าอัตราการไหลของก๊าซที่เข้าระบบค่อนข้างคงที่ซึ่งถือว่าเป็นข้อดีของการใช้ระบบไบโอ-สครับเบอร์แบบคู่ การศึกษาเดินระบบแบ่งเป็นขั้นตอนต่าง ๆ ดังต่อไปนี้

4.4.1 การศึกษาเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของระบบ

ดำเนินการศึกษาโดยเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดเป็น 5 และ 15 ppm เนื่องจากเป็นความเข้มข้นที่ส่งผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ และอาจทำให้เสียชีวิตได้ (National Research Council, 2002) อัตราการไหลของก๊าซรวมเท่ากับ 90 และ 204 มิลลิลิตร/นาที และแปรผันความสูงของตัวกลางระหว่าง 16 เซนติเมตร (ร้อยละ 40 ของความสูงคอลัมน์) และ 24 เซนติเมตร (ร้อยละ 60 ของความสูงคอลัมน์) กำหนดพารามิเตอร์ที่สำคัญ (ตารางที่ 3.3) และศึกษาความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรท-ไนโตรเจน ไนไตรท์-ไนโตรเจน ไซยาไนด์คงค้าง ปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นจากการออกซิไดซ์ก๊าซทั้งสองชนิด ค่าความเป็นกรดเบส และออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งผลการศึกษามีดังต่อไปนี้

4.4.1.1 ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm

1) ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

จากการศึกษาทดสอบที่ความเข้มข้นของก๊าซแต่ละชนิดที่ 5 ppm อัตราการไหลของก๊าซรวม 90 มิลลิลิตร/นาที โดยความสูงของตัวกลางเท่ากับ 16 เซนติเมตร ระยะเวลากักเก็บของระบบอยู่ที่ 132 วินาที เดินระบบเป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง พบว่าปริมาณผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซแต่ละชนิดมีความเข้มข้นเฉลี่ยดังนี้แอมโมเนีย-ไนโตรเจน 2.20 มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจน 3.60 มิลลิกรัม/ลิตร ไนไตรท์-ไนโตรเจน 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร ซัลเฟต 26.4 มิลลิกรัม/ลิตร และไซยาไนด์คงค้างเฉลี่ยเท่ากับ 2.20 มิลลิกรัม/ลิตร (ตารางที่ 4.10) ผลจากการการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ผลิตภัณฑ์ที่ส่งผลให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงจาก 6.50 เป็น 6.20 มิลลิกรัม/ลิตร เนื่องจากการจุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนที่ละลายในระบบเพื่อย่อยสลายก๊าซแต่ละชนิด (Ebbs, 2004) และค่าความเป็นกรดเบส ลดลงจาก 6.90 เป็น 6.40 (ตารางที่ 4.11) เนื่องจากปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยจุลินทรีย์ทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เมื่อละลายในของเหลวจะได้สารประกอบกรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) โดยสารประกอบดังกล่าวมีคุณสมบัติเป็นกรดเล็กอ่อน (Syed, Soreanu, Falletta and Beland, 2006) ระหว่างการเดินระบบพบว่าก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ออกจากระบบมีความเข้มข้นเท่ากับ 0.10 ppm และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความเข้มข้นออกจากระบบเท่ากับ 0.20 ppm ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ร้อยละ 98 และไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ร้อยละ 96 สำหรับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ในกลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงจาก 1.13×10^8 CFU/ml เป็น5.80×10^7 CFU/ml อาจเนื่องจากจุลินทรย์กำลังอยู่ในช่วงปรับตัวกับการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของก๊าซ (อลิสา วังใน, 2553) และเนื่องจากคอลัมน์ของจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นคอลัมน์แรกที่ก๊าซทั้งสองชนิดเคลื่อนที่เข้าสู่ระบบทำให้จุลินทรีย์ได้รับก๊าซทั้งสองชนิดซึ่งแตกต่างจากจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เพิ่มขึ้นจาก1.32×10^8 CFU/ml เป็น 2.32×10^8 CFU/ml (ตารางที่ 4.12) อาจ

เนื่องจากก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ส่วนใหญ่ถูกบำบัดที่คอลัมน์แรกทำให้คอลัมน์ที่สองส่วนใหญ่เป็นก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จึงทำให้จุลินทรีย์สามารถปรับตัวได้ในสภาวะดังกล่าว

ตารางที่ 4.10 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

ระยะเวลา (ชม.)	ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)		ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)		ผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายก๊าซ (mg/l)				
	HCN	H_2S	HCN	H_2S	NH_3-N	NO_3^--N	NO_2^--N	SO_4^{2-}	Residual CN^-
0	5.00	5.00	5.00	5.00	0.00	0.00	0.00	0.1	0.00
1			0.10	0.20	1.60	3.60	0.05	25.52	4.40
2			0.10	0.20	2.30	3.10	0.09	27.52	2.20
3			0.10	0.20	2.60	4.10	0.14	26.17	0.00
เฉลี่ย			0.10	0.20	2.20	3.60	0.1	26.4	2.20

ตารางที่ 4.11 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

ระยะเวลา (hr.)	ก๊าซ HCN			ก๊าซ H_2S			DO (mg/l)	pH
	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)		
0	3.61	0.00	0.00	15.80	0.00	0.00	6.50	6.90
1		3.25	98.00		15.47	96.00	6.20	6.30
2		3.40	98.00		15.47	96.00	6.20	6.40
3		3.54	98.00		15.47	96.00	6.20	6.40
เฉลี่ย		3.40	98.00		15.47	96.00	6.20	6.40

ตารางที่ 4.12 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อน และหลังการเดินระบบ ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

ชนิดของจุลินทรีย์	จำนวนเซลล์ก่อนเดินระบบ (CFU/ml)	จำนวนเซลล์หลังเดินระบบ (CFU/ml)
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	1.13×10^8	5.80×10^7
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	1.32×10^8	2.32×10^8

2) ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

เมื่อความสูงของตัวกลางเพิ่มขึ้นเป็น 24 เซนติเมตรพบว่าความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดเฉลี่ยดังนี้คือ แอมโมเนีย-ไนโตรเจน เข้มข้น 2.05 มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจน 4.00 มิลลิกรัม/ลิตร ไนไตรท์-ไนโตรเจน 0.16 มิลลิกรัม/ลิตร ซัลเฟต 17.90 มิลลิกรัม/ลิตร และไซยาไนด์คงค้างเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 5.13 มิลลิกรัม/ลิตร (ตารางที่ 4.13) ผลจากการเกิดปฏิกิริยาออกซิไดซ์โดยจุลินทรีย์ได้ผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายดังกล่าวส่งผลให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ลดลงเล็กน้อยจาก 6.5 เป็น 6.3 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าความเป็นกรดเบสลดลงจาก 6.9 เป็น 6.5 (ตารางที่ 4.14) เนื่องจากสารประกอบที่มีคุณสมบัติเป็นกรดดังที่กล่าวมาแล้ว ระหว่างเดินระบบไม่พบความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดออกจากระบบขณะเดียวกันพบว่าจุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มมีปริมาณเพิ่มขึ้นด้วย ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดในรูปของก๊าซทั้งสองชนิดมากกว่าร้อยละ 99.99 ส่วนจำนวนเซลล์จุลินทรีย์พบว่าเพิ่มขึ้นทั้งสองกลุ่มอาจเนื่องจากอัตราภาระของก๊าซที่ลดลงเนื่องจากการเพิ่มความสูงของคอลัมน์ ทำให้ระยะเวลากักเก็บเพิ่มขึ้น (Kennes and Veiga, 2001) จาก 132 วินาทีเป็น 152 วินาที จุลินทรีย์จึงสามารถปรับได้ในสภาวะดังกล่าว โดยพบว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีจำนวนเพิ่มขึ้นจาก 8.40×10^7 CFU/ml เป็น 1.20×10^8 CFU/ml และจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์มีจำนวนเพิ่มขึ้นจาก 8.69×10^7 CFU/ml เป็น 9.60×10^7 CFU/ml (ตารางที่ 4.15) แสดงให้เห็นว่าระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมทำให้จุลินทรีย์สามารถกำจัดก๊าซพิษและเจริญเติบโตได้ดี และการเพิ่มความสูงของตัวกลางเป็นการเพิ่มพื้นที่สัมผัสของระบบ นอกจากนี้เป็นการเพิ่มจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ในระบบส่งผลให้ปฏิกิริยาออกซิเดชันในระบบเพิ่มขึ้นและการเกิดปฏิกิริยามีความสมบูรณ์ขึ้นการย่อยสลายก๊าซจึงเพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน

ตารางที่ 4.13 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

ระยะเวลา (hr.)	ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)		ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)		ผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายก๊าซ (mg/l)				
	HCN	H_2S	HCN	H_2S	NH_3-N	NO_3^--N	NO_2^--N	SO_4^{2-}	Residual CN^-
0			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
1			ND (0.01)*	ND (0.01)*	1.92	3.70	0.17	11.38	8.80
2	5.00	5.00	ND (0.01)*	ND (0.01)*	2.05	4.00	0.19	20.13	4.40
3			ND (0.01)*	ND (0.01)*	2.18	4.20	0.13	22.18	2.20
เฉลี่ย			ND (0.01)*	ND (0.01)*	2.05	4.00	0.16	17.90	5.13

* ความเข้มข้นก๊าซต่ำกว่า detection limit ของเครื่องตรวจวัด คือ 0.01 ppm (ND; Not detected)

ตารางที่ 4.14 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ และความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

ระยะเวลา (hr.)	ก๊าซ HCN			ก๊าซ H_2S			DO (mg/l)	pH
	GLR (mg/m^3·h)	GEC (mg/m^3·h)	RE (%)	GLR (mg/m^3·h)	GEC (mg/m^3·h)	RE (%)		
0		0.00	0.00		0.00	0.00	6.50	6.90
1		2.80	≥99.99		13.45	≥99.99	6.40	6.60
2	2.83	2.80	≥99.99	13.51	13.46	≥99.99	6.20	6.50
3		2.80	≥99.99		13.43	≥99.99	6.20	6.50
เฉลี่ย		2.80	≥99.99		13.44	≥99.99	6.30	6.50

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.15 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อน และหลังการเดินระบบ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

ชนิดของจุลินทรีย์	**จำนวนเซลล์ก่อนเดินระบบ (CFU/ml)**	**จำนวนเซลล์หลังเดินระบบ (CFU/ml)**
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	8.40×10^{7}	1.20×10^{8}
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	8.69×10^{7}	9.60×10^{7}

จะเห็นได้ว่าความเข้มข้นของก๊าซแต่ละชนิดที่ 5 ppm และความสูงของคอลัมน์ 16 เซนติเมตร อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ (GLR) ของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 3.61 และ 15.80 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง ระยะเวลากักเก็บ 132 วินาที และ เมื่อเพิ่มความสูงของคอลัมน์ เป็น 24 เซนติเมตรเป็นการลดอัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ (GLR) โดยไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์มีค่าเท่ากับ 2.83 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง และ 13.51 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมงตามลำดับ ระยะเวลากักเก็บเพิ่มขึ้นเป็น 152 วินาที และจากอัตราภาระของก๊าซเข้าระบบ (GLR) ที่เหมาะสมและระยะเวลากักเก็บที่เพิ่มขึ้นทำให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิด และนำผลิตภัณฑ์ที่ย่อยสลายได้ไปใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ได้ดี โดยประสิทธิภาพการกำจัดของระบบที่ระดับความสูงของคอลัมน์ทั้ง 2 ระดับไม่แตกต่างกันมาก และยังคงมีประสิทธิภาพในการกำจัด (RE)ได้ดีตั้งแต่ชั่วโมงแรกของการเดินระบบโดยมีประสิทธิภาพสูงมากกว่าร้อยละ 99.99 และไม่พบความเข้มข้นของก๊าซที่ออกจากระบบ อาจเนื่องจากที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm เป็นระดับความเข้มข้นที่ไม่สูงมากระบบจึงสามารถรองรับความเข้มข้นดังกล่าวได้ดี

4.4.1.2 ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm

1) ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร (ร้อยละ 40)

เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซจาก 5 ppm เป็น 15 ppm โดยอัตราการไหลของก๊าซรวม 204 มิลลิลิตร/นาที และกำหนดความสูงของตัวกลางเท่ากับ 16 เซนติเมตร หรือคิดเป็นร้อยละ 40 ของความสูงคอลัมน์ ระยะเวลากักเก็บอยู่ที่ 132 วินาทีเดินระบบเป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง การเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเป็นการเพิ่มสารตั้งต้นให้กับจุลินทรีย์ในการย่อยสลาย โดยเมื่อเทียบกับความเข้มข้นของก๊าซที่ 5 ppm พบว่าความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์

มีความเข้มข้นสูงขึ้นคือแอมโมเนีย-ไนโตรเจน 3.30 มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจน 5.40 มิลลิกรัม/ลิตร ไนไตรท์-ไนโตรเจน 0.18 มิลลิกรัม/ลิตร ซัลเฟต 29.60 มิลลิกรัม/ลิตร และความเข้มข้นที่อยู่ในรูปของไซยาไนด์คงค้างเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ 6.60 มิลลิกรัม/ลิตร (ตารางที่ 4.16) จากการออกซิไดซ์ก๊าซของจุลินทรีย์ทำให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำ เฉลี่ยลดลงจาก 6.7 เป็น 6.4 มิลลิกรัม/ลิตร และจากผลิตภัณฑ์ที่เป็นสารประกอบที่เป็นกรดเล็กน้อยค่าความเป็นกรดเบส จึงลดลงจาก 6.9 เป็น 6.3 (ตารางที่ 4.17) ระหว่างการเดินระบบพบความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ออกจากระบบ 0.10 ppm และความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ออกจากระบบ 0.20 ppm ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ ร้อยละ 99.33 และไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ร้อยละ 98.44 สำหรับจุลินทรีย์พบว่าจำนวนเซลล์ลดลงทั้งสองกลุ่มเนื่องจากการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเป็นการเพิ่มอัตราภาระของจุลินทรีย์ในการกำจัดก๊าซแต่ละชนิด ส่งผลให้จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ลดลง โดยกลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์ลดลงจาก 5.80×10^7 CFU/ml เป็น 2.90×10^7 CFU/ml และกลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงจาก 2.32×10^8 CFU/ml เป็น 1.70×10^8 CFU/ml (ตารางที่ 4.18)

ตารางที่ 4.16 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

ระยะเวลา (ชม.)	ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)		ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)		ผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายก๊าซ (มก/ล)				
	HCN	H_2S	HCN	H_2S	NH_3-N	NO_3^--N	NO_2^--N	SO_4^{2-}	Residual CN^-
0			15.00	15.00	0.04	0.00	0.00	0.10	0.00
1			0.10	0.20	2.91	5.50	0.20	30.10	8.80
2	15.00	15.00	0.10	0.20	3.13	4.90	0.17	29.10	4.40
3			0.10	0.30	3.88	5.70	0.16	29.50	6.60
เฉลี่ย			0.10	0.20	3.30	5.40	0.18	29.60	6.60

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.17 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ และความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

ระยะเวลา (ชม.)	ก๊าซ HCN			ก๊าซ H_2S			DO (mg/l)	pH
	GLR (mg/m^3·h)	GEC (mg/m^3·h)	RE (%)	GLR (mg/m^3·h)	GEC (mg/m^3·h)	RE (%)		
0	15.60	0.00	0.00	88.70	0.00	0.00	6.70	6.90
1		15.06	99.33		87.50	98.66	6.40	6.30
2		15.06	99.33		87.50	98.66	6.40	6.30
3		15.06	99.33		86.90	98.00	6.40	6.30
เฉลี่ย		15.06	99.33		87.30	98.44	6.40	6.30

ตารางที่ 4.18 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อน และหลังการเดินระบบ ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

ชนิดของจุลินทรีย์	จำนวนเซลล์ก่อนเดินระบบ (CFU/ml)	จำนวนเซลล์หลังเดินระบบ (CFU/ml)
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	5.80×10^7	2.90×10^7
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	2.32×10^8	1.70×10^8

2) ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร (ร้อยละ 60)

เมื่อเพิ่มความสูงของตัวกลางเป็น 24 เซนติเมตร ระยะเวลากักเก็บเพิ่มขึ้นอยู่ที่ 152 วินาที พบว่าความเข้มข้นของก๊าซที่ออกจากระบบมีความเข้มข้นดังนี้ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้มข้นเท่ากับ 0.10 ppm และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้มข้นเท่ากับ 0.16 ppm ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับร้อยละ 99.33 และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 98.88 ปริมาณผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดมีความเข้มข้นลดลงเล็กน้อยโดยแอมโมเนีย-ไนโตรเจนเข้มข้น 2.28 มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจนเข้มข้น 5.0 มิลลิกรัม/ลิตร ใน

ไตรท์-ไนโตรเจนเข้มข้น 0.09 มิลลิกรัม/ลิตร ซัลเฟตเข้มข้น 23.40 มิลลิกรัม/ลิตรอยู่ในรูปของ และไซยาไนด์คงค้างเท่ากับ 8.00 มิลลิกรัม/ลิตร (ตารางที่ 4.19) จากการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในการออกซิไดซ์ก๊าซทำให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงจาก 6.5 เป็น 6.3 มิลลิกรัม/ลิตร และสารประกอบที่เกิดขึ้นในระบบทำให้ค่าความเป็นกรดเบสลดลงจาก 6.9 เป็น 6.5 (ตารางที่ 4.20) สำหรับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ พบว่ามีจำนวนเซลล์เพิ่มขึ้นทั้งสองกลุ่มอาจเนื่องจากการปรับตัวให้มีความสามารถในการทนได้ในสภาวะที่ความเข้มข้นของก๊าซเพิ่มขึ้น การเพิ่มความสูงของตัวกลางเป็นการเพิ่มระยะเวลากักเก็บ และลดภาระของจุลินทรีย์ในการออกซิไดซ์ก๊าซ (Kennes and Thalasso, 1998) แต่ละชนิดเมื่อเทียบกับความสูงของตัวที่ 16 เซนติเมตร กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์จำนวนเซลล์เพิ่มขึ้นจาก 1.02×10^8 CFU/ml เป็น 1.13×10^8 CFU/ml และจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์จำนวนเซลล์เพิ่มขึ้นจาก 9.60×10^7 CFU/ml เป็น1.32×10^8 CFU/ml ดังแสดงในตารางที่ 4.21

ตารางที่ 4.19 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิไดซ์ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

ระยะเวลา (ชม.)	**ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)**		**ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)**		**ผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายก๊าซ (mg/l)**				
	HCN	**H_2S**	**HCN**	**H_2S**	**NH_3-N**	**NO_3^--N**	**NO_2^--N**	**SO_4^{2-}**	**Residual CN^-**
0	15.00	15.00	15.00	15.00	0.04	0.00	0.00	0.10	0.00
1			0.10	0.20	2.23	4.7	0.09	24.12	11.00
2			0.10	0.10	2.09	5.3	0.07	23.91	6.60
3			0.10	0.20	2.52	5.1	0.12	22.18	6.60
เฉลี่ย			0.10	0.16	2.28	5.0	0.09	23.40	8.00

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.20 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ และความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ ที่ความเข้มข้นของก๊าซ15 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

ระยะเวลา(ชม.)	ก๊าซ HCN			ก๊าซ H_2S			(DO) mg/l	pH
	GLR (mg/m^3·h)	GEC (mg/m^3·h)	RE (%)	GLR (mg/m^3·h)	GEC (mg/m^3·h)	RE (%)		
0	12.24	0.00	0.00	69.73	0.00	0.00	6.50	6.90
1		11.35	99.33		69.24	98.66	6.30	6.50
2		11.67	99.33		69.48	99.33	6.30	6.50
3		11.67	99.33		69.24	98.66	6.30	6.50
เฉลี่ย		11.56	99.33		69.32	98.88	6.30	6.50

ตารางที่ 4.21 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ก่อน และหลังการเดินระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร

ชนิดของจุลินทรีย์	จำนวนเซลล์ก่อนเดินระบบ (CFU/ml)	จำนวนเซลล์หลังเดินระบบ (CFU/ml)
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	1.02×10^8	1.13×10^8
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	9.60×10^7	1.32×10^8

จากการศึกษาจะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดจาก 5 ppm เป็น 15 ppm ซึ่งเป็นการเพิ่มอัตราภาระของระบบ โดยความสูงของคอลัมน์ 16 เซนติเมตรมีอัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ (GLR) สูงที่สุดโดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์จะอยู่ที่ 15.60 และ 88.70 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง ตามลำดับ ระยะเวลากักเก็บ 132 วินาที และ เมื่อเพิ่มความสูงของคอลัมน์ เป็น 24 เซนติเมตร อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ (GLR) ของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์จะอยู่ที่ 12.24 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง และ 69.73 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร·ชั่วโมง ระยะเวลากักเก็บ 152 วินาที จากการเพิ่มอัตราภาระของระบบและ

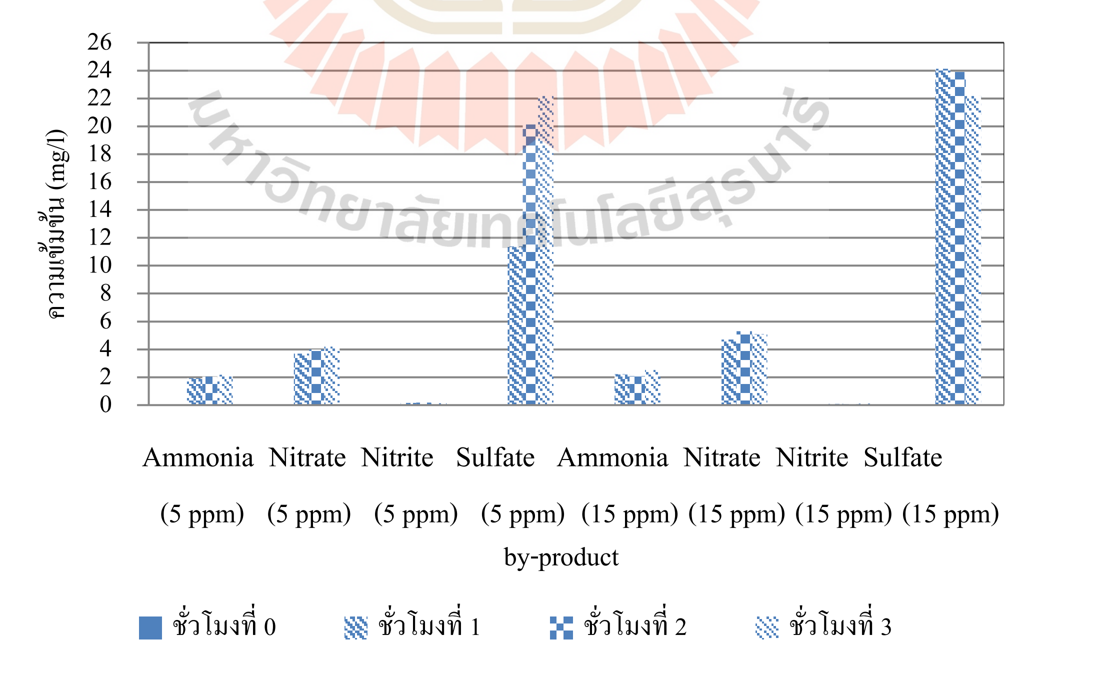
ความสูงของคอลัมน์จาก 16 เซนติเมตร เป็น 24 เซนติเมตร พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดของระบบที่ระดับความสูงของคอลัมน์ทั้ง 2 ระดับไม่แตกต่างกันมากอาจเนื่องจากระบบยังสามารถรองรับความเข้มข้นดังกล่าวได้ ซึ่งการเลือกช่วงความสูงของตัวกลางที่เหมาะสม ความสามารถของจุลินทรีย์ในการปรับตัวเพื่อออกซิไดซ์ก๊าซแต่ละชนิด และพบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้สูงตั้งแต่ชั่วโมงแรกของการเดินระบบโดยมีประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 98 แม้จะเพิ่มความเข้มข้นสูงสุดถึง 15 ppm และอัตราการไหลของก๊าซรวม 204 มิลลิลิตร/นาที ก็ตาม ซึ่งเป็นการเพิ่มสารตั้งต้นในการย่อยสลายก๊าซของจุลินทรีย์ และมีผลให้ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลาย (by-product) มีปริมาณเพิ่มขึ้น (Armeen et al., 2008) (รูปที่ 4-9 และ 4-10) ขณะที่ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบไม่แตกต่างกันโดยอยู่ในช่วง ร้อยละ 96-99 ซึ่งการลดปริมาณความสูงของตัวกลางลงจาก 24 เป็น 16 เซนติเมตร ทำให้ระบบต้องรองรับอัตราภาระของก๊าซเข้าระบบ (GLR) เพิ่มขึ้น โดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เพิ่มขึ้นจาก 12.24 เป็น 15.60 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ถึงแม้ว่าระบบจะมีการเพิ่มขึ้นของอัตราภาระก๊าซเข้าระบบ (GLR) แต่ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (GEC) ยังคงมีค่าสูงคืออยู่ที่ 15.06 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบ (RE) มีค่าสูงถึงร้อยละ 99.33 (ตารางที่ 4.22) สำหรับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์การลดปริมาณความสูงของตัวกลางจาก 24 เป็น 16 เซนติเมตร ส่งผลให้ค่าอัตราภาระของก๊าซเข้าระบบ (GLR) เพิ่มขึ้นเช่นเดียวกันโดยเพิ่มขึ้นจาก 69.73 เป็น 88.70 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมงถึงแม้ว่าอัตราภาระของก๊าซ (GLR) ที่เข้าระบบจะมีปริมาณที่เพิ่มสูงขึ้น แต่ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบยังมีค่าสูงโดยเฉลี่ยชั่วโมงที่ 1-3 อยู่ที่ 88.61 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัด (RE) สูงถึงร้อยละ 98.44 (ตารางที่ 4.22) ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตรพบว่าผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการกำจัดของระบบโดยเฉพาะซัลเฟต (SO_4^{2-}) ซึ่งได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์พบว่าเมื่อความเข้มข้นของก๊าซที่ออกจากระบบเพิ่มขึ้นความเข้มข้นของซัลเฟตในระบบมีแนวโน้มลดลง (ตารางที่ 4.16) ในขณะที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ค่อนข้างคงที่ แต่ไซยาไนด์คงค้ามีความเข้มข้นเปลี่ยนแปลงตลอดเวลาอาจเนื่องผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีหลายรูปแบบไม่ว่าจะเป็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรท-ไนโตรเจน และไนไตรท์-ไนโตรเจน จากผลการศึกษาดังกล่าวจะเห็นได้ว่าที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร มีความเหมาะสมที่จะนำไปใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ ขณะเดียวกันจากการศึกษาของ Schroeder (2002) ได้รายงานว่าความสูงของตัวกลางมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบ โดยความสูงของตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดควรอยู่ในช่วงร้อยละ 40-60 ของความสูงของระบบ หรือไม่เกิน 1 เมตร จะช่วยให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของตัวกลาง ความเข้มข้นของก๊าซพิษ และชนิดของก๊าซพิษ นอกจากนี้ความสูงของตัวกลางยังมีผลต่อระยะเวลา

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

กักเก็บของก๊าซในระบบอีกด้วยดังเช่น ที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร ระยะเวลากักเก็บของระบบอยู่ที่ 152 วินาที ขณะที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร ระยะเวลากักเก็บของระบบอยู่ที่ 132 วินาที ซึ่งพบว่าระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมของระบบบำบัดมลพิษแบบคู่ควรมีระยะเวลาในการกักเก็บอยู่ในช่วง 103-137 วินาที (Rene et al., 2010; Jeong et al., 2006) ในการศึกษานี้จึงได้เลือกสภาวะข้างต้นเป็นสภาวะที่เหมาะสมในการศึกษาขั้นต่อไปเนื่องจากเป็นสภาวะที่ระบบมีความสามารถในการกำจัดก๊าซได้ดีในขณะที่มีอัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบสูงที่สุด

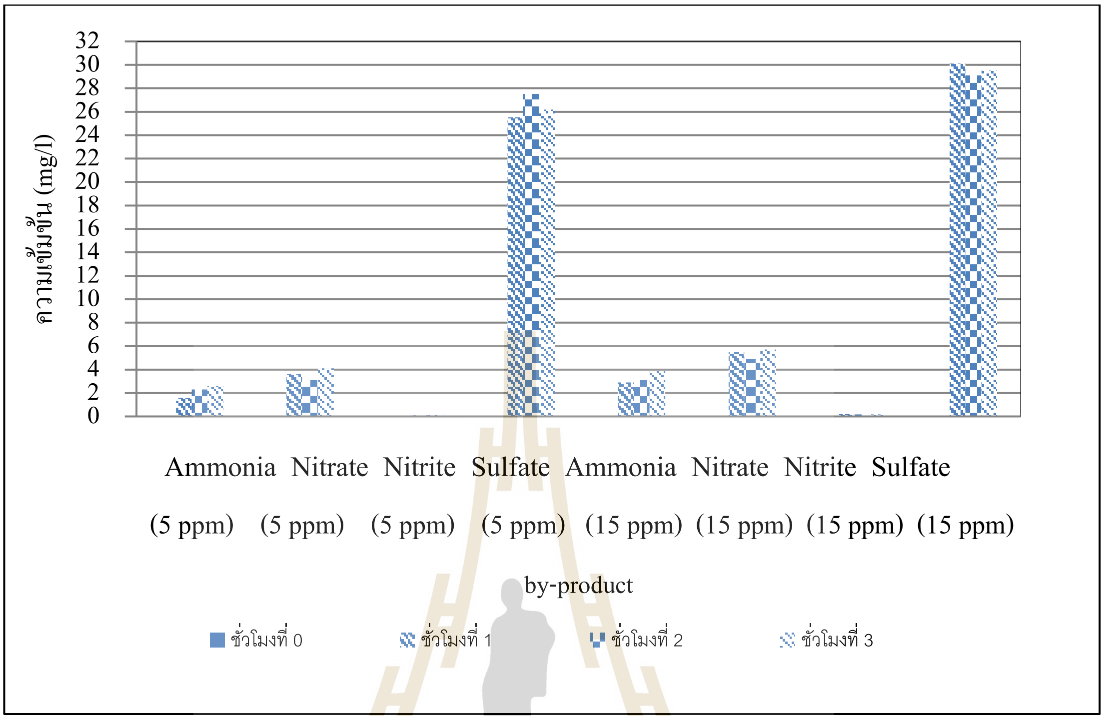
ตารางที่ 4.22 ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบเมื่อแปรผันความเข้มข้นของก๊าซระหว่าง 5 และ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลางระหว่าง 16 และ 24 เซนติเมตร

ความเข้มข้น	ความสูงของตัวกลาง (cm.)	EBRT (sec)	ก๊าซ HCN			ก๊าซ H_2S		
			GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)
5 ppm	16	132	3.61	3.40	98.00	15.80	15.47	96
	24	152	2.83	2.58	≥99.99	13.51	13.44	≥99.99
15 ppm	16	132	15.60	15.06	99.33	88.70	86.61	98.44
	24	152	12.24	11.56	99.33	69.73	68.54	98.88



รูปที่ 4.9 ความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการกำจัด (by-product) ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์

และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ความเข้มข้นระหว่าง 5 และ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร



รูปที่ 4.10 ความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการกำจัด (by-product) ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ความเข้มข้นระหว่าง 5 และ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร

4.4.1.3. การศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ

การศึกษาเกี่ยวกับระบบบำบัดก๊าซมลพิษนอกจากการศึกษาปัจจัยต่าง ๆ และการกำหนดปัจจัยที่มีความสำคัญต่อความสามารถในการบำบัดของระบบ อีกตัวแปรที่สำคัญในการที่จะเลือกระบบบำบัดให้เหมาะสมกับก๊าซมลพิษ เพื่อเป็นตัวช่วยในการตัดสินใจในการนำไปประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดจริงคือประสิทธิภาพสูงสุด (optimum efficiency) ในการกำจัดก๊าซมลพิษของระบบ (Wolstenholme and Schafer, 2005) การศึกษานี้ได้เลือกสภาวะเหมาะสมสำหรับการเดินระบบอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 72 ชั่วโมง ความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดเข้มข้นเฉลี่ยดังนี้คือ แอมโมเนีย-ไนโตรเจน 2.72 มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจน 4.75 มิลลิกรัม/ลิตร ไนไตรท์-ไนโตรเจน 0.12 ซัลเฟต 30.43 มิลลิกรัม/ลิตร และไซยาไนด์คงค้างเข้มข้น 8.44 มิลลิกรัม/ลิตร (ตารางที่ 4.23) ความสามารถสูงสุดของระบบในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ อยู่ที่ 15.06 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง จากอัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ 15.60 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง คิดเป็นร้อยละ 99.33 และความสามารถสูงสุดของระบบในการ

กำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 86.85 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง จากอัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ 88.70 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง คิดเป็นร้อยละ 98.66 (ตารางที่ 4.24) ซึ่งประสิทธิภาพของระบบสูงที่สุดในช่วงชั่วโมงที่ 6-36 และหลังจากชั่วโมงที่ 36 ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซของระบบจะลดลงเล็กน้อย และลดลงจนถึงชั่วโมงที่ 72 คือช่วงท้ายของการเดินระบบโดยลดลงจากร้อยละ 99.33 เป็นร้อยละ 98 ดังแสดงในรูปที่ 4.12 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์ลดลงจาก 2.9×10^{7} เป็น 1.3×10^{7} CFU/ml และ สำหรับจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงจาก 1.7×10^{8} เป็น 8.2×10^{7} CFU/ml ดังแสดงในตารางที่ 4.25 ซึ่งการลดลงของเซลล์จุลินทรีย์เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่สำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบจะเห็นได้ว่าตั้งแต่ช่วงแรกของการเดินระบบถึงชั่วโมงที่ 6 มีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์มากที่สุดซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิในการกำจัดของระบบโดยมีค่าสูงที่สุดเช่นกัน และหลังจากชั่วโมงที่ 6 จะพบว่าจำนวนเซลล์จุลินทรีย์มีแนวโน้มลดลงตลอดระยะเวลาการเดินระบบในขณะเดียวกันประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซของระบบมีแนวโน้มลดลงเช่นกัน เนื่องจากจุลินทรีย์เป็นปัจจัยหลักในการออกซิไดซ์ก๊าซทั้งสองชนิดเมื่อปริมาณเซลล์ของจุลินทรีย์ลดลง อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในการกำจัดก๊าซจึงลดลงไปด้วย ปัจจัยของการลดจำนวนลงของเซลล์จุลินทรีย์ อาจเนื่องจากภาวะเป็นพิษที่เกิดจากการสะสมความเข้มข้นของสารที่เกิดขึ้นระหว่างย่อยสลาย เช่น ซัลเฟต (SO_4^{2-}) และไซยาไนด์ไอออน (CN^-) ภายในเซลล์ ทำให้อัตราการแบ่งเซลล์ของจุลินทรีย์ลดลง (อลิสา, 2550) อย่างไรก็ตามระหว่างการเดินระบบได้ทำการตรวจวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำพบว่าอยู่ในช่วง 6.1-6.5 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าความเป็นกรดเบสอยู่ในช่วง 6-6.9 ซึ่งมีค่าเหมาะสมกับจุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาทั้งสองกลุ่ม เมื่อเทียบกับการศึกษาวิจัยเกี่ยวกับระบบบำบัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ เช่นการศึกษาของ Rene และคณะ (2010) ได้ใช้ระบบกรองชีวภาพแบบสองขั้นตอนในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์พบว่าค่าความเป็นกรดเบสลดลงอยู่ที่ 2.7 ซึ่งอาจมีผลทำให้เกิดความเป็นพิษต่อเซลล์จุลินทรีย์ได้ โดยทั่วไปในกระบวนการทางชีวภาพค่าความเป็นกรดเบสที่เหมาะสมและช่วยในการกระตุ้นการทำงานของเอ็นไซม์ภายในเซลล์จุลินทรีย์ควรอยู่ในช่วง 6-8 (Barclay et al., 1998) ซึ่งจากการศึกษาวิจัยนี้พบว่าค่าความเป็นกรดเบสของระบบมีค่าอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อกระบวนการทางชีวภาพ อาจเนื่องมาจากการเลือกชนิดของสารอาหารที่มีความเหมาะสมกับจุลินทรีย์ (Potivichayanon et al., 2006) เนื่องจากสารอาหาร buffer media และ thiosulfate media มีคุณสมบัติเป็น buffer solution ที่ดีจึงทำให้การเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรดเบสในระบบไม่สูงมากนัก และการใช้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ซึ่งทำให้ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และไฮโดรเจนไซยาไนด์ คือ ซัลเฟต (SO_4^{2-}) แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) ไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO_2^--N) และไนเตรท-ไนโตรเจน (NO_3^--N) ไม่ก่อให้เกิดความเป็นกรดขึ้นในระบบ

ตารางที่ 4.23 ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิไดซ์ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ระหว่างช่วงการศึกษาการเดินระบบเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง

ระยะเวลา (ชม.)	ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ (ppm) (Inlet)		ความเข้มข้นของก๊าซออกจากระบบ (ppm) (Outlet)		ผลิตภัณฑ์จากการออกย่อยสลายก๊าซ (mg/l)				
	HCN	H_2S	HCN	H_2S	NH_3-N	NO_3^--N	NO_2^--N	SO_4^{2-}	Residual CN^-
0	15.00	15.00	15.00	15.00	0.04	0.00	0.00	0.1	0.00
6			0.10	0.10	3.16	4.30	0.20	30.10	6.60
12			0.10	0.10	3.28	5.10	0.06	31.20	4.40
18			0.10	0.20	3.88	5.60	0.08	32.10	8.80
24			0.10	0.20	2.04	4.90	0.09	30.30	11.00
36			0.20	0.30	2.27	4.70	0.10	29.70	8.80
72			0.20	0.30	1.70	3.90	0.16	29.20	11.00
เฉลี่ย			0.14	0.20	2.72	4.75	0.12	30.43	8.44

ตารางที่ 4.24 อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบและความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบระหว่างการศึกษาศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด

ระยะเวลา (ชม.)	HCN ความเข้มข้น 15 ppm			H_2S ความเข้มข้น 15 ppm			DO (mg/l)	pH
	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)	GLR ($mg/m^3 \cdot h$)	GEC ($mg/m^3 \cdot h$)	RE (%)		
0	15.60	0.00	0.00	88.70	0.00	0.00	6.50	6.90
6		15.45	99.33		88.32	99.33	6.20	6.40
12		15.06	99.33		88.10	99.33	6.20	6.30
18		15.46	99.33		86.72	98.66	6.20	6.30
24		15.42	99.33		86.71	98.66	6.10	6.00
36		15.06	98.66		84.43	98.00	6.10	6.00
72		15.21	98.66		84.70	98.00	6.10	6.00
เฉลี่ย		15.27	99.06		86.85	98.66	6.20	6.20

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.25 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด

ชนิดของจุลินทรีย์	จำนวนเซลล์ (CFU/ml)				
	0 ชม.	**6 ชม.**	**24 ชม.**	**36 ชม.**	**72 ชม.**
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	2.9×10^7	2.95×10^7	2.8×10^7	1.9×10^7	1.3×10^7
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	1.7×10^8	1.13×10^8	9.5×10^7	8.6×10^7	8.2×10^7

4.5 การศึกษาสมดุลมวลของระบบ (mass balance)

การศึกษาสมดุลมวลเพื่อประเมินปริมาณผลของผลิตภัณฑ์ (NH_3-N, NO_3^--N, NO_2^--N และ SO_4^{2-}) ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ต่อความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (EC) ซึ่งดำเนินการศึกษาโดยการคำนวณผลิตภัณฑ์ที่ออกจากระบบที่ถูกย่อยสลาย คือ NH_3-N, NO_3^--N, NO_2^--N และ SO_4^{2-} และไม่ถูกย่อยสลาย $HCN_{(g)}$, CN^- และ $H_2S_{(g)}$ เป็นมวลที่ออกจากระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (mass out) ตามสมการที่ดุลมวลสารสำหรับก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์สมการที่ 3.10

$$[6HCN_{inlet}] = [NH_3\text{-}N]+[NO_3^-\text{-}N]+[2NO_2^-\text{-}N] +[HCN_{outlet}]+[CN^-]$$

และสำหรับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ สมการ 3.14

$$2[H_2S_{in}] = [H_2S_{out}]+ SO_4^{2-}$$

และนำความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์มาคำนวณในสมการความเข้มข้น โดยอ้างอิงจากการศึกษาของ Armeen (2008) และคณะ โดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ดังสมการที่ 3.11 และ 3.15

4.5.1 สมดุลมวลที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm

จากสมการสมดุลมวลนำค่าความเข้มของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการวิเคราะห์มาคำนวณทั้งในรูปของก๊าซที่ออกจากระบบ และจากตัวกลางที่เป็นของเหลวไหลเวียนในระบบ ซึ่งที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ 5 ppm สมดุลมวลของก๊าซแต่ละชนิดแสดงดังตารางที่ 4.26-4.27

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.26 สมดุลมวลของไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 5 ppm

ความเข้มข้น (ppm)	ความสูงของตัวกลาง (cm)	Mass in	Mass out			มวลสะสมในระบบ (mg/m³•h)
		$\frac{Q \times [HCN_{inlet}] \times 6}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{Q \times [HCN_{outlet}]}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{([NH_3]+[NO^-_3]+([NO^-_2]\times 2)+[CN])\times V_w}{1000\times V_m}$ (mg/m³•h)	รวม (mg/m³•h)	
5	16	21.66	0	0.40	0.40	21.26
	24	16.98	0	0.40	0.40	16.58

ตารางที่ 4.27 สมดุลมวลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 5 ppm

ความเข้มข้น (ppm)	ความสูงของตัวกลาง (cm)	Mass in	Mass out			มวลสะสมในระบบ (mg/m³•h)
		$\frac{Q\times([H_2S_{inlet}]\times 2)}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{Q \times [H_2S_{outlet}]}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{[SO_4^{2-}]\times V_w}{1000 \times V_m}$ (mg/m³•h)	รวม (mg/m³•h)	
5	16	31.60	0.60	11.55	12.10	19.50
	24	27.02	0.00	5.60	5.60	21.42

จากตารางสมดุลมวลของก๊าซแต่ละชนิดที่ความเข้มข้น 5 ppm ระดับความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตรก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์พบมวลที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 2 และสะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 98 สำหรับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มวลที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 38 และสะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 62 ซึ่งเมื่อเพิ่มความสูงของตัวกลางเป็น 24 เซนติเมตรพบว่ามวลที่เข้าระบบมีค่าลดลงโดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ลดลงจาก 21.66 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง เป็น 16.98 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงจาก 31.6 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง เป็น 27.02 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง โดยที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร มวลที่ออกจากระบบของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์คิดเป็นร้อยละ 3 สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 97 ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์พบมวลที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 23 สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 77

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของก๊าซแต่ละชนิด 5 ppm เปรียบเทียบมวลที่สะสมในระบบของก๊าซแต่ละชนิดจะพบว่าที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร มีการสะสมของสารในระบบมากกว่าที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร เนื่องจากการลดความสูงของตัวกลางเป็นการเพิ่มปริมาณของก๊าซเข้าระบบจึงมีการสะสมของสารในระบบมากขึ้น นอกจากนี้ จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ในระบบอาจมีผลต่อการสะสมของสารในระบบ โดยพบว่าจำนวนเซลล์ของจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีจำนวนเซลล์เพิ่มขึ้นจาก 5.80 × 10^7CFU/ml และ 1.20 × 10^8 CFU/ml (ตารางที่

4.12 และ 4.15) ที่ความสูงของตัวกลาง 16 และ24 เซนติเมตรตามลำดับ ในขณะที่มวลออกจากระบบมีค่าเพิ่มขึ้นเช่นกันจากร้อยละ 2 เป็นร้อยละ 3 อาจเนื่องจากการมีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ที่มากกว่ามีผลให้กระบวนการออกซิเดชันของจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นและได้ผลิตภัณฑ์ที่ออกจากระบบเพิ่มขึ้นด้วย และสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์พบว่ามีจำนวนลดลงจาก 2.32×10^{8} CFU/ml เป็น 9.60×10^{7} CFU/ml (ตารางที่ 4.12 และ 4.15) จากความสูงของตัวกลาง 16 และ 24 เซนติเมตรตามลำดับ ซึ่งพบว่ามวลที่ออกจากระบบมีค่าลดลงเช่นกันคือจากร้อยละ 38 เป็น ร้อยละ 23 อาจเนื่องจากจำนวนเซลล์ที่ลดลงทำให้กระบวนการออกซิชันของจุลินทรีย์ลดลงและผลิตภัณฑ์ที่ได้จากระบบจึงลดลงด้วย

4.5.2 สมดุลมวลที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm

สมดุลมวลของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 15 ppm ทั้งในรูปของก๊าซ และของเหลวที่ไหลเวียนในระบบดังในตารางที่ 4.28-4.29

ตารางที่ 4.28 สมดุลมวลของไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 15 ppm

ความเข้มข้น (ppm)	ความสูงของตัวกลาง (cm)	Mass in	Mass out			มวลสะสมในระบบ (mg/m³•h)
		$\frac{Q \times [HCN_{inlet}] \times 6}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{Q \times [HCN_{outlet}]}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{([NH_3]+[NO_3^-]+([NO_2^-]\times 2)+[CN]) \times V_w}{1000 \times V_m}$ (mg/m³•h)	รวม (mg/m³•h)	
15	16	93.60	0.11	6.80	6.91	86.69
	24	73.44	0.11	5.20	5.31	68.13

ตารางที่ 4.29 สมดุลมวลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 15 ppm

ความเข้มข้น (ppm)	ความสูงของตัวกลาง (cm)	Mass in	Mass out			มวลสะสมในระบบ (mg/m³•h)
		$\frac{Q \times ([H_2S_{inlet}] \times 2)}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{Q \times [H_2S_{outlet}]}{V_m}$ (mg/m³•h)	$\frac{[SO_4^{2-}] \times V_w}{1000 \times V_m}$ mg/m³•h)	รวม (mg/m³•h)	
15	16	177.40	1.20	13.00	14.20	163.20
	24	139.46	0.70	7.80	8.50	130.96

จากการศึกษาสมดุลมวลที่ความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดที่ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตรก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์พบความเข้มข้นที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 7 สะสมในระบบ คิดเป็นร้อยละ 93 ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์พบมวลที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 8

สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 92 และที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตรก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ พบความเข้มข้นของก๊าซที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 7 สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 93 ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ความเข้มข้นของสารที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 6 มวลที่สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 94 จากสมดุลมวลของสารที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm จะเห็นว่ามวลที่ออกจากระบบและมวลที่สะสมในระบบของก๊าซแต่ละชนิดที่ความสูงของตัวกลางระหว่าง 16 และ 24 เซนติเมตร มีค่าแตกต่างกันเล็กน้อย และในขณะเดียวกันจำนวนเซลล์จุลินทรีย์รวมของระบบพบว่ามีค่าใกล้เคียงกันโดยที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตรมีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์เท่ากับ 2.19×10^{8} CFU/ml และที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตรมีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์เท่ากับ 2.45×10^{8} CFU/ml ซึ่งการที่เซลล์จุลินทรีย์มีจำนวนไม่แตกต่างกันมากอาจมีผลให้การดำเนินไปของปฏิกิริยาภายในระบบ และการสะสมของสารในระบบมีค่าใกล้เคียงกันจะเห็นได้จากความแตกต่างของมวลที่สะสมในระบบ และมวลที่ออกจากระบบซึ่งมีค่าแตกต่างกันไม่เกินร้อยละ 2 ซึ่งถือว่าค่าไม่ห่างกันมาก ขณะเดียวกันประสิทธิภาพของระบบพบว่าไม่แตกต่างกันมากโดยอยู่ระหว่างร้อยละ 98 และร้อยละ 99 ตลอดการทดลอง

จากการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จาก 5 ppm เป็น 15 ppm จะพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซทำให้ระบบมีการสะสมของสารเพิ่มมากขึ้นโดยเฉพาะผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์พบว่ามีการสะสมมากกว่าผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อาจเนื่องจากผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นธาตุหลักทั่วไปที่จำเป็นสำหรับการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ เช่น คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) และไฮโดรเจน (H) ซึ่งเป็นส่วนประกอบหลักของน้ำที่ได้จากการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายสารโดยกระบวนการใช้ออกซิเจน (Ebbs, 2004) นอกจากนี้ที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตรยังพบว่าที่ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm มีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ที่มากกว่าที่ความเข้มข้น 5 ppm จึงทำให้ระบบสามารถดูดซับผลิตภัณฑ์ไว้ในระบบได้มากขึ้นด้วย

4.5.3 สมดุลมวลระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ

การศึกษาสมดุลมวลระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบแสดงดังตารางที่ 4.30 - 4.31

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.30 สมดุลมวลของไฮโดรเจนไซยาไนด์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด

ความเข้มข้น (ppm)	ความสูงของตัวกลาง (cm)	Mass in	Mass out			มวลสะสมในระบบ ($mg/m^3 \cdot h$)
		$\frac{Q \times [HCN_{inlet}] \times 6}{V_m}$ ($mg/m^3 \cdot h$)	$\frac{Q \times [HCN_{outlet}]}{V_m}$ ($mg/m^3 \cdot h$)	$\frac{([NH_3]+[NO^-_3]+([NO^-_2]\times2)+[CN])\times V_w}{1000\times V_m}$ ($mg/m^3 \cdot h$)	รวม ($mg/m^3 \cdot h$)	
15	16	93.60	0.10	7.20	7.30	86.30

ตารางที่ 4.31 สมดุลมวลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด

ความเข้มข้น (ppm)	ความสูงของตัวกลาง (cm)	Mass in	Mass out			มวลสะสมในระบบ ($mg/m^3 \cdot h$)
		$\frac{Q\times([H_2S_{inlet}]\times2)}{V_m}$ ($mg/m^3 \cdot h$)	$\frac{Q \times [H_2S_{outlet}]}{V_m}$ ($mg/m^3 \cdot h$)	$\frac{[SO_4^{2-}]\times V_w}{1000\times V_m}$ ($mg/m^3 \cdot h$)	รวม ($mg/m^3 \cdot h$)	
15	16	177.40	1.50	13.30	14.80	162.60

สมดุลมวลของระบบระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดพบว่าความเข้มข้นของสารที่ออกจากระบบของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์คิดเป็นร้อยละ 8 มวลที่สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 92 และก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มวลที่ออกจากระบบคิดเป็นร้อยละ 9 มวลที่สะสมในระบบคิดเป็นร้อยละ 91 ซึ่งพบว่ามีค่าแตกต่างเล็กน้อย และจุลินทรีย์รวมในระบบระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดจะลดลงจาก 2.0×10^8 CFU/ml เป็น 9.5×10^7 CFU/ml แต่การกำจัดของระบบยังสามารถดำเนินไปได้ดีอาจเนื่องจากการเลือกใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลายก๊าซแต่ละชนิดที่เหมาะสม

ตารางที่ 4.32 มวลที่สะสมในระบบและจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ทั้งหมดในแต่ละการทดลอง

การทดลอง	มวลสะสมในระบบ (ร้อยละ)	จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ทั้งหมด (CFU/ml)
ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร	80	2.90×10^8
ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร	87	2.16×10^7
ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร	92	2.00×10^8
ความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร	93	2.45×10^8
ศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด	91	9.5×10^7

การศึกษาสมดุลมวลเป็นการประยุกต์ใช้การเปลี่ยนแปลง และการอนุรักษ์มวลสารเพื่อวิเคราะห์ระบบทางด้านกายภาพ โดยขึ้นอยู่กับมวลที่เข้า (mass in) และออกจากระบบ (mass out) จึงนิยมใช้กับงานด้านวิศวกรรม และวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม เช่นการประยุกต์ใช้สมดุลมวลเพื่อใช้ในการออกแบบถังปฏิกรณ์เคมี เป็นทางเลือกในการวิเคราะห์ผลิตภัณฑ์ทางเคมี ตลอดจนแบบจำลองการกระจายตัว และกระบวนการทางกายภาพทางด้านมลพิษ (Hemond and Elizabeth, 2004) การศึกษาสมดุลมวลจะมีความเกี่ยวเนื่องกับการวิเคราะห์ทางเทคนิค สมดุลของประชากร และสมดุลของพลังงาน การศึกษาสมดุลมวลสามารถช่วยพัฒนาประสิทธิภาพการทำงานภาพเชิงปริมาณของระบบบำบัดต่าง ๆ ได้ โดยเน้นการศึกษามวลสารที่เข้าระบบ ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการบำบัด (by-product) ไม่ว่าจะเป็นในรูปแบบของก๊าซ หรือน้ำเสีย (Armeen, et al. 2008) และมวลสารที่สะสมในระบบโดยเฉพาะในการศึกษาโดยใช้ระบบชีวภาพซึ่งทำให้ทราบว่าจุลินทรีย์มีการใช้แร่ธาตุจากผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายสารแต่ละชนิด นอกจากนี้ยังช่วยลดการปล่อยสารประกอบบางชนิดที่อาจก่อให้เกิดมลพิษต่อสิ่งแวดล้อมแต่สารประกอบดังกล่าวต้องเป็นสารที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ประโยชน์กับเซลล์จุลินทรีย์ได้ (Cox and Deshusses, 1998) จากการศึกษายังพบอีกว่าการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซในระบบเป็นการเพิ่มปริมาณก๊าซที่เข้าระบบ หรือมวลของสารที่เข้าระบบ (mass in) ซึ่งส่งผลต่อผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลาย หรือมวลออก ให้มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นจะเห็นว่าปริมาณมวลที่ออกจากระบบการศึกษานี้จะมีปริมาณน้อยกว่าปริมาณมวลที่เข้าระบบ จากการสะสมของมวลสาร และแร่ธาตุภายในระบบพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซแต่ละชนิดมีผลให้มวลที่สะสมในระบบมีค่าสูงขึ้น (ตารางที่ 4.32) เนื่องจากการเพิ่มความเข้มข้นเป็นการเพิ่มสารตั้งต้นให้กับระบบดังที่ได้กล่าวมาแล้ว ในขณะเดียวกันจะพบว่าจำนวนเซลล์จุลินทรีย์รวมทั้งหมดในระบบแต่ละการทดลองมีค่าไม่แตกต่างกันมากอยู่ในช่วงประมาณ 2.00×10^{8} CFU/ml ถึง 2.90×10^{8} CFU/ml ยกเว้นในช่วงการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดพบว่าช่วงแรกของการเดินระบบถึงชั่วโมงที่ 6 จำนวนเซลล์จุลินทรีย์มีค่าสูงที่สุดและค่อย ๆ ลดลงถึงชั่วโมงที่ 72 อาจเนื่องจากใช้ระยะเวลาในการศึกษานานกว่าการศึกษาอื่น และระหว่างการศึกษาไม่มีการเติมจุลินทรีย์เข้าไปในระบบจึงทำให้จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ในระบบมีจำนวนลดลง จากจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ที่คงเหลือในระบบแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถใช้แร่ธาตุที่มีในระบบเพื่อการเจริญเติบโต ซึ่งการสะสมธาตุต่าง ๆ ในเซลล์จุลินทรีย์เนื่องจากการสะของในระบบในระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ และการสะสมของแร่ธาตุต่าง ๆ ในฟิมล์ชีวภาพ (Zimmo et al., 2004) ซึ่งจุลินทรีย์ต้องใช้ธาตุไนโตรเจน (N) ไฮโดรเจน (H) และ ซัลเฟอร์ (S) ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซแต่ละชนิด ซึ่งจะเป็นสารประกอบในกรดอะมิโนมาใช้ในการสร้างโปรตีน เพื่อการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์ต่อไป (Singleton, 2004) ซึ่งเมื่อจุลินทรีย์ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์แล้วจะได้แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) ไนเตรท-ไนโตรเจน (NO_3^--N) ไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO_2^--N) และ ซัลเฟต (SO_4^{2-}) เกิดขึ้น

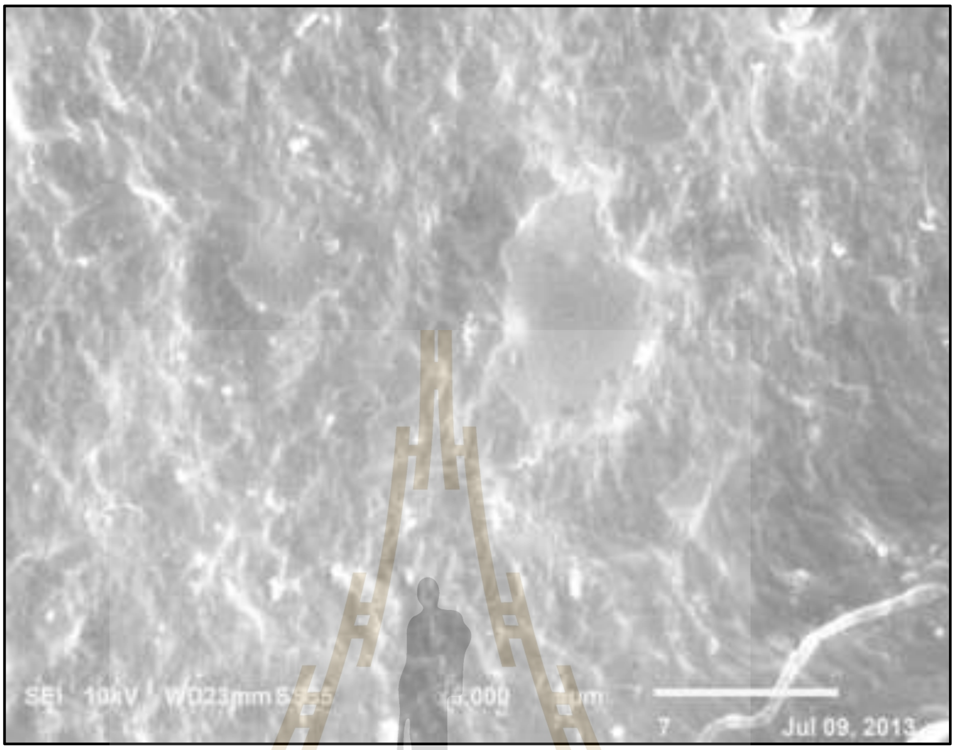
ซึ่งจะมีบางส่วนที่ละลายอยู่ในส่วนของของเหลวที่ไหลเวียนในระบบ และบางส่วนที่จุลินทรีย์ดูดซึมเพื่อไปใช้ในเซลล์จุลินทรีย์เอง จึงทำให้เมื่อทำการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของสารในกลุ่มแอมโมเนีย ไนโตรเจน และซัลเฟตมีปริมาณที่น้อยกว่าผลิตภัณฑ์ที่เข้าระบบซึ่งอาจมีผลดีเนื่องจากเป็นการลดปริมาณก๊าซพิษหลังจากกระบวนการกำจัดของระบบ และจากสมการสมดุลมวลสาร สมการที่ 3.9 และ 3.13 จะเห็นได้ว่านอกจาก แอมโมเนีย-ไนโตรเจนไนเตรท-ไนโตรเจน ไนไตรท์-ไนโตรเจน และซัลเฟต ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายยังพบว่ามี คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และน้ำ (H_2O) ซึ่งเป็นส่วนที่ไม่ได้ทำการตรวจวัด และไม่อยู่ในมวลที่ทำการคำนวณ ซึ่งโดยทั่วไปแล้วการศึกษาสมดุลมวลสารจะมีบทบาทสำหรับสารที่รู้ที่มวลชัดเจน (Puig et a., 2008) หลังจากทำปฏิกิริยาแล้วสารเปลี่ยนรูปไปเป็นสารใด สะสมอยู่ในรูปของสารใด และปริมาณของสารที่เปลี่ยนรูปไป เช่น ในกระบวนการผลิตทางอุตสาหกรรมเนื่องจากทราบปริมาณของวัตถุดิบ และผลิตภัณฑ์ที่ผลิตออมมาได้แน่นอน หรือแม้กระทั่งการบำบัดก๊าซพิษทางเคมี สำหรับกระบวนการชีวภาพอาจจะทราบสารตั้งต้นที่เข้าไปในระบบได้ในปริมาณที่แน่นอน แต่สารที่ออกจากระบบที่ไม่สามารถทราบปริมาณที่แน่นอนได้เนื่องกระบวนการทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่ใช้ปัจจัยหลายปัจจัยในการในการดำเนินไปของปฏิกิริยา เช่น อัตราการเกิดปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ ระยะเวลาในการกักเก็บ ชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้ (Armeen et al., 2008) และวิถีเมตาบอลิซึมในการย่อยสลายก๊าซพิษเพื่อให้ได้เป็นสารอาหาร ซึ่งในบางกรณีจุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายสารเหล่านี้ได้หมด แต่มีความสามารถในการเปลี่ยนรูปก๊าซพิษให้เป็นสารผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษน้อยลง และวิถีเมตาบอลิซึมของการเปลี่ยนรูปสารดังกล่าวไม่ได้ให้สารผลิตภัณฑ์ที่เป็นสารอาหาร หรือไม่ได้ให้พลังงานแก่เซลล์ วิถีเมตาบอลิซึมดังกล่าวเรียกว่า วิถีเมตาบอลิซึมร่วม (Cometabolism) ซึ่งเอนไซม์ที่เร่งปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปของก๊าซพิษในวิถีนี้ถูกสร้างขึ้นจากการเหนี่ยวนำด้วยวิถีเม-แทบอลิซึมหลังจากอีกวิถีหนึ่งเป็นวิถีเมแทบอลิซึมของการใช้สารอาหารเพื่อการเจริญเติบโตและการสร้างพลังงานให้กับเซลล์ (อลิสา วังใน, 2553)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

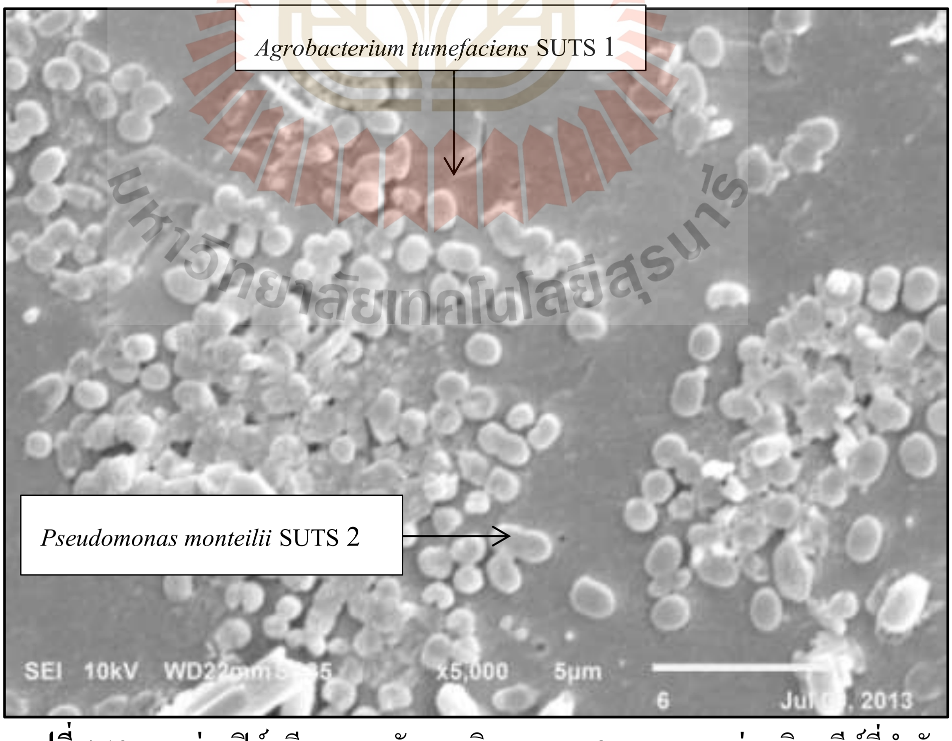
4.6 การศึกษาการถ่ายภาพชั้นฟิล์มชีวภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด

การศึกษาลักษณะภายนอกของจุลินทรีย์บนตัวกลางโพลีโพรไพลีน ซึ่งประกอบไปด้วยจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 ซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารประกอบในกลุ่มไซยาไนด์ และจุลินทรีย์ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารประกอบในกลุ่มซัลไฟด์ โดยจุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาเป็นจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางที่ได้ทำการเดินระบบไปแล้วเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมงลักษณะ

ภายนอกของจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางโพลีโพรไพลีน แสดงในรูปที่ 4.12-4.14 เป็นการถ่ายภาพโดยใช้กล้องอิเล็กตรอนแบบส่องกราด (SEM; Scanning Electron Microscopy)

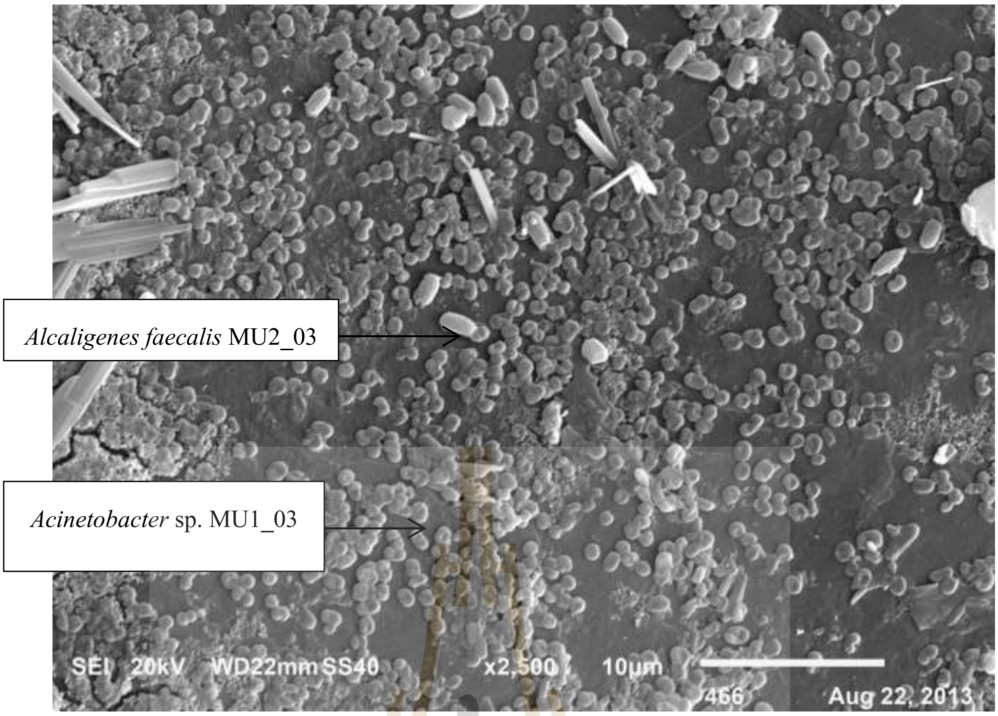


รูปที่ 4.12 ภาพถ่ายพื้นผิวของตัวกลางที่ไม่มีการเกาะของชั้นฟิล์มชีวภาพที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



รูปที่ 4.13 ภาพถ่ายฟิล์มชีวภาพหลังจากเดินระบบ 72 ชม. ของกลุ่มจุลินทรีย์ที่กำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



รูปที่ 4.14 ภาพถ่ายฟิล์ม หลังจากเดินระบบ 72 ชม. ของกลุ่มจุลินทรีย์ที่กำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่กำลังขยาย 2,500 เท่า

ในระบบบำบัดมลพิษสิ่งที่ต้องคำนึงถึงนอกจากการออกแบบ และการกำหนดปัจจัยอื่น ๆ ที่สำคัญแล้ว การก่อตัวของฟิล์มชีวภาพระหว่างการเดินระบบเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญ เนื่องจากการที่จุลินทรีย์จะเจริญเติบโตและก่อตัวจนได้ชั้นฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) นั้นแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถมีชีวิตรอดอยู่ได้ในสภาวะที่มีก๊าซพิษ สามารถใช้ประโยชน์จากก๊าซพิษนั้นเพื่อการเจริญเติบโต และการสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นมา (Warren et al., 1997) จากการศึกษาการถ่ายภาพโดยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราดที่ (Scanning Electron Microscopy, SEM) โดยใช้ตัวกลางโพลีโพรไพลีน ที่ได้ทำการเดินระบบไปแล้วเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถก่อตัวอยู่ได้จนกลายเป็นชั้นฟิล์มชีวภาพในสภาวะที่มีก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์และพบว่าจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มจะมีลักษณะ และขนาดของเซลล์ที่แตกต่างกันออกไป โดยจุลินทรีย์ขนาดเล็กส่วนใหญ่จะมีขนาดเซลล์อยู่ที่ประมาณ 0.2-1.0 ไมโครเมตร และขนาดใหญ่จะมีขนาดเซลล์ตั้งแต่ 1.0 ไมครอน (Singleton, 2004) ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 *และ Pseudomonas monteilii* SUTS 2) จะเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีขนาดค่อนข้างเล็กคือมีขนาดเล็กกว่า 1 ไมโครเมตร โดยมีขนาดประมาณ 0.2-0.5 ไมโครเมตร โดย *Pseudomonas* sp. เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง มีขนาดประมาณ 0.5-1.0 × 1.5-5.0 ไมโครเมตร (Bergey et al., 2001) และ *Agrobacterium* sp. เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง ขนาดประมาณ 0.2-1.0 × 0.5-2.0 ไมโครเมตร (Bergey et al., 2001) จากภาพถ่ายฟิล์มชีวภาพพบว่าบนฟิล์มชีวภาพพบ

จุลินทรีย์กลุ่ม *Pseudomonas* sp. ซึ่งมีขนาดส่วนใหญ่ประมาณ 1.0 × 1.2 ไมโครเมตร มากกว่าจุลินทรีย์กลุ่ม *Agrobacterium* sp. ซึ่งมีขนาดส่วนใหญ่ประมาณ 0.5 × 0.7 ไมโครเมตร (รูปที่ 4.13) สำหรับจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโรเจนซัลไฟด์ (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03) เป็นจุลินทรีย์กลุ่มที่มีขนาดเซลล์ค่อนข้างใหญ่โดยมีขนาดประมาณ 1-3.5 ไมโครเมตรโดย *Acenitobacter* sp. เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง และกลม ขนาดกว้างและยาวประมาณ 0.9-1.6 × 1.5-2.5 ไมโครเมตร (Don et al., 2005) *Alcaligenes* sp. เป็นจุลินทรีย์รูปแท่งขนาดกว้างและยาวประมาณ 0.5-1.0 × 0.5-3.0 ไมโครเมตร (Don et al., 2005) จากภาพถ่ายฟิล์มชีวภาพพบว่า *Acenitobacter* sp. MU1_03 มีจำนวนมากกว่า *Alcaligenes* sp. MU2_03 และมีขนาดเซลล์ประมาณ 0.5 × 0.5 ไมโครเมตร และ 0.5 × 1.2 ไมโครเมตร ตามลำดับ และจากน้ำหนักแห้งของเซลล์จุลินทรีย์ระหว่างการเดินระบบเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง พบว่าเซลล์จุลินทรีย์กลุ่มย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ลดลงจาก 4.20 ± 0.1 มิลลิกรัม/มิลลิลิตร เป็น 3.2 ± 0.3 มิลลิกรัม/มิลลิลิตร และจุลินทรีย์กลุ่มย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงจาก 11.00 ± 0.3 มิลลิกรัม/มิลลิลิตร เป็น 3.40 ± 0.4 มิลลิกรัม/มิลลิลิตร (ตารางที่ 4.33)

ตารางที่ 4.33 น้ำหนักเซลล์จุลินทรีย์ระหว่างการศึกษาประสิทธิภาพสูงสุด

ชนิดของจุลินทรีย์	**น้ำหนักเซลล์ (mg/ml)**			
	6 ชม.	**24 ชม.**	**36 ชม.**	**72 ชม.**
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย HCN (*Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2)	4.20 ± 0.1	3.60 ± 0.3	3.30 ± 0.2	3.2 ± 0.3
กลุ่มจุลินทรีย์ที่ย่อยสลาย H_2S (*Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03)	11.00 ± 0.3	7.30 ± 0.4	5.10 ± 0.2	3.40 ± 0.4

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 5
สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 ความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ของจุลินทรีย์t

การศึกษาความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ดำเนินการศึกษาโดยการการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่แบบใช้จุลินทรีย์ (biotic) และไม่ใช้จุลินทรีย์ (abiotic) กำหนดความเข้มข้นของก๊าซทั้งสองชนิดที่ความเข้มข้น 2 ppm ความสูงของตัวกลางทั้งสองคอลัมน์ไบโอสครับเบอร์อยู่ที่ 24 เซนติเมตร หรือร้อยละ 60 ของความสูงคอลัมน์ อัตราการไหลของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ 10 มิลลิลิตร/นาที และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 68 มิลลิลิตร/นาที และระยะเวลาในการกักเก็บอยู่ที่ 247 วินาที ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบ 3 ชั่วโมง จากการศึกษาพบว่า ระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่ที่ไม่ใช้จุลินทรีย์มีความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เฉลี่ย 3 ชั่วโมงอยู่ที่ร้อยละ 23 และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ร้อยละ 25 ซึ่งพบก๊าซทั้งสองชนิดอยู่ในรูปของสารที่ละลายน้ำคือ ไซยาไนด์คงค้าง (residual cyanide) ในรูปของไซยาไนด์ไอออน (CN^-) ความเข้มข้น 1.46 มิลลิกรัม/ลิตร และซัลเฟต (SO_4^{2-}) ความเข้มข้น 4.02 มิลลิกรัม/ลิตร และเมื่อทำการใส่ตัวกลางที่ได้ทำการตรึงเซลล์จุลินทรีย์ (Immobilized cell) เข้าไปในระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่พบว่าประสิทธิภาพของระบบเพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 70 ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิดของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่มากกว่าร้อยละ 90 และพบผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดโดยจุลินทรีย์คือ แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (NH_3-N) ไนเตรท-ไนโตรเจน (NO_3^--N) ไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO_2^--N) และ ซัลเฟต (SO_4^{2-}) จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ในกลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ลดลงจาก 8.90×10^7 เป็น 8.40×10^7 CFU/ml จำนวนเซลล์ที่ลดลงคิดเป็นร้อยละ 6 และจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์พบว่าลดลงเช่นกันจาก 1.40×10^8 เป็น 8.60×10^7 CFU/ml จำนวนเซลล์ที่ลดลงคิดเป็นร้อยละ 40 จากการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มสามารถย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดได้จริง และสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาวะที่มีก๊าซพิษทั้งสองชนิด โดยใช้ปฏิกิริยาออกซิเดชันในการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดให้ได้สารที่มีความเป็นพิษลดลง

5.2 ปัจจัยที่มีความสำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่

ระบบบำบัดมลพิษอากาศโดยวิธีทางชีวภาพมีหลายปัจจัยดังที่ได้กล่าวมาแล้วในการศึกษานี้ได้ทำการศึกษาโดยเลือกปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดมากที่สุดคือ การแปรผันความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่ 5 และ 15 ppm และการแปรผันความสูงของตัวกลางในระบบอยู่ที่ร้อยละ 40 และร้อยละ 60 ของความสูงของคอลัมน์ โดยเมื่อแปรผันความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าระบบ และความสูงของตัวกลางจะมีผลต่อ อัตราการไหลของก๊าซที่เข้าระบบ อัตราภาระก๊าซที่เข้าระบบ (GLR) ระยะเวลาในการกักเก็บ (EBRT) ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (GEC) ประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบ (RE) และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยที่ความเข้มข้นของก๊าซ 5 ppm และที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร ระยะเวลากักเก็บอยู่ที่ 132 วินาที อัตราภาระของก๊าซที่เข้าระบบของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 3.61 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ 15.80 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์คิดเป็นร้อยละ 98 และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ร้อยละ 96 เมื่อเพิ่มความสูงของตัวกลางเป็น 24 เซนติเมตร ระยะเลากักเก็บของระบบเพิ่มขึ้นเป็น 152 วินาที อัตราภาระของก๊าซที่เข้าระบบลดลงโดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ 2.83 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ที่ 15.80 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มากกว่าร้อยละ 99 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเป็น 15 ppm ที่ความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตร ระยะเวลาในการกักเก็บที่ 132 วินาที อัตราภาระของก๊าซที่เข้าระบบเพิ่มขึ้นโดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับ 15.60 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่ากับ 88.70 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์คิดเป็นร้อยละ 99 ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์คิดเป็นร้อยละ 98 และที่ความสูงของตัวกลาง 24 เซนติเมตร ระยะเวลากักเก็บที่ 152 วินาที อัตราภาระของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับ 12.24 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เท่ากับ 69.73 มิลลิกรัม/ลูกบาศก์เมตร•ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซของระบบโดยก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์คิดเป็นร้อยละ 99 และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่คิดเป็นร้อยละ 98 ซึ่งจากผลของปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นในแต่ละการทดลองมีผลให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ลดจาก 6.50 มิลลิกรัม/ลิตร เป็น 6.30 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าความเป็นกรดเบส (pH) ลดลงจาก 6.90 เป็น 6.40 ซึ่งยังอยู่ในค่าที่จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้เนื่องจากการเลือกใช้ตัวกลางที่เป็นของเหลวที่มีคุณสมบัติเป็น buffer solution จากการแปรผันพารามิเตอร์ที่สำคัญของระบบจะเห็นว่าที่สภาวะความเข้มข้นของก๊าซ 15 ppm และความสูงของตัวกลาง 16 เซนติเมตรระบบมีอัตราภาระของก๊าซที่เข้าระบบสูงที่สุดและพบว่าประสิทธิภาพ

ในการกำจัดของระบบไม่แตกต่างจากสภาวะอื่นๆ และไม่น้อยกว่าร้อยละ 95 ในขณะที่จำนวนเซลล์จุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์ลดลงจาก 5.80×10^7 เป็น 2.90×10^7 CFU/ml จำนวนเซลล์ที่ลดลงคิดเป็นร้อยละ 50 และจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงจาก 2.32×10^8 เป็น 1.70×10^8 CFU/ml จำนวนเซลล์ที่ลดลงคิดเป็นร้อยละ 27 แต่จะพบว่าระบบยังสามารถดำเนินไปได้และประสิทธิภาพของระบบยังสูงอยู่อาจเนื่องจากการเลือกใช้ระดับความสูงของตัวกลางที่เหมาะสม ดังนั้นจากผลการทดลองข้างต้นจึงได้เลือกสภาวะดังกล่าวไปใช้ในการศึกษาลำดับต่อไป คือการศึกษาเพื่อหาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ นอกจากนี้การศึกษาสมดุลมวลของระบบพบว่ามวลที่เข้าระบบ (mass in) มีความเข้มข้นสูงกว่ามวลที่ออกจากระบบ (mass out) อยู่ในช่วงร้อยละ 80-93 เนื่องจากการสะสมในระบบและการใช้ประโยชน์จากแร่ธาตุของจุลินทรีย์ในระบบ การเพิ่มความเข้มของก๊าซจาก 5 ppm เป็น 15 ppm ทำให้ความเข้มข้นของสารที่ออกจากระบบมีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเนื่องจากการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเป็นการเพิ่มสารตั้งต้นให้กับระบบทำให้ปฏิกิริยาออกซิเดชันของจุลินทรีย์ในระบบเพิ่มดังที่ได้กล่าวมาแล้ว

5.3 ประสิทธิภาพสูงสุดของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ และการประยุกต์ใช้ในระบบจริง

การศึกษาประสิทธิภาพสูงสุดของระบบเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่ช่วยในการตัดสินใจที่จะเลือกใช้ระบบบำบัดจริงให้เหมาะสมกับก๊าซพิษแต่ละชนิด และความคุ้มค่าสูงสุดในการใช้งานระบบบำบัด ซึ่งการศึกษาขั้นนี้กำหนดปัจจัยที่ได้จากการศึกษาข้างต้น คือกำหนดความเข้มข้นของก๊าซที่ 15 ppm และความสูงของตัวกลางที่16 เซนติเมตร ทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง จากการศึกษาพบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้สูงสุดถึงร้อยละ 99.33 โดยประสิทธิภาพของระบบค่อนข้างสูงในชั่วโมงที่ 6-36 และลดลงเล็กน้อยตั้งแต่ชั่วโมงที่ 36-72 ในด้านการศึกษาสมดุลมวลจากมวลที่เข้าระบบ (mass in) ทั้งหมดร้อยละ 100 พบว่ามวลที่ออกจากระบบ (mass out) คิดเป็นร้อยละ 9 ดังนั้นมวลที่สะสมในระบบจึงคิดเป็นร้อยละ 91 ซึ่งจากมวลที่สะสมในระบบแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถนำแร่ธาตุที่ได้จากการย่อยสลายไปใช้ภายในเซลล์จุลินทรีย์เองโดยจำนวนเซลล์จุลินทรีย์จากชั่วโมงที่ 6 ถึงชั่วโมงที่ 72 พบว่ายังคงมีเซลล์จุลินทรีย์คงเหลือในระบบซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีจำนวนเซลล์อยู่ที่ 1.3×10^7 CFU/ml และจุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีจำนวนเซลล์อยู่ที่ 8.2×10^7 CFU/ml นอกจากการนับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์แล้วยังได้ทำการศึกษาลักษณะทางกายภาพของชั้นฟิล์มชีภาพ โดยการถ่ายภาพชั้นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางโพลีโพรไพลีน ด้วยกล้องจุลทรรศน์

อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy, SEM) หลังจากการทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถอยู่ได้ในสภาวะที่มีก๊าซพิษ และก่อตัวจนกลายเป็นชั้นฟิล์มชีวภาพเกาะบนตัวกลางที่ใช้ทำการศึกษาได้เป็นอย่างดีเนื่องจากตัวกลางที่ใช้เป็นตัวกลางชนิดโพลีโพรไพลีน ซึ่งมีลักษณะที่ก๊าซสามารถแพร่ผ่านตัวกลางได้อย่างทั่วถึงทำให้แร่ธาตุที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์ และความชื้นกระจายได้อย่างทั่วถึง นอกจากนี้ตัวกลางโพลีโพรไพลีน ที่ใช้ยังมีพื้นที่ผิวสัมผัสสูงจุลินทรีย์จึงสามารถยึดเกาะกับผิวของตัวกลางได้ดี

5.4 ข้อเสนอแนะ

1. ควรมีการประยุกต์ใช้ระบบ และจุลินทรีย์กับสารมลพิษในรูปของน้ำเสีย และของเสียที่มีการปนเปื้อนของสารประกอบในรูปของไซยาไนด์ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ เช่น โลหะไซยาไนด์ ไธโอไซยาเนต เมททิลเมแคปแทน ไธโอไซยาโนเจน เป็นต้น

2. ควรมีการนำระบบดังกล่าวไปประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดก๊าซพิษจริง เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด และความคุ้มค่าเมื่อมีการนำระบบไปใช้จริง

3. การศึกษาสมดุลมวลของระบบบำบัดในรูปของก๊าซนอกจากธาตุหลักของก๊าซพิษ และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายแล้วควรมีการศึกษาสารประกอบอื่นๆเช่น ปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบ เนื่องจากการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนส่วนใหญ่จะได้สารประกอบหลักเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งจะช่วยให้การศึกษาสมดุลมวลมีความครบถ้วนมากยิ่งขึ้น

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายการอ้างอิง

กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2552). ตำราระบบบำบัดมลพิษอากาศ **กรมโรงงานอุตสาหกรรม** กรุงเทพมหานคร.

กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2552). ตำราระบบบำบัดมลพิษทางน้ำ **กรมโรงงานอุตสาหกรรม** กรุงเทพมหานคร.

ณัฐนนท์ ตราชู (2551) Microbes in biofilm interesting stories of lives in microbial community. หจก. อภิชาต การพิมพ์ มหาสารคาม.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และวิบูย์ ลักษณ์ (2547) **คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย** สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย กรุงเทพมหานคร.

ประสงค์ ศรีเจริญชัย (2545). Energy Dispersive Spectrometer (EDS). **วารสารโลหะ วัสดุ และแร่ .** จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย; 13: 13-34

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์ และมั่นรัก ตัณฑุลเวศม์ (2547). **เคมีวิเคราะห์ของน้ำ และน้ำเสีย** จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพมหานคร.

ศุภวัฒน์ ชัยเกษม (2551). การบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารอินทรีย์ระเหยง่ายด้วยระบบกรองชีวภาพ. **วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศกรรมศาสตร์มหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์**.:158-180.

ศูนย์ข้อมูลวัตถุอันตราย Chemical data bank (2 September 2012). เอกสารข้อมูลความปลอดภัยเคมีภัณฑ์ (MSDS) ความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ [online] Available: http://msds.pcd.go.th/pdf/1357.pdf [12 October 2001]

อลิสา วังใน (2553). **การบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพ Bioremediation**. พิมพ์ครั้งที่ 2. สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Ander, W., Harison S. and Robert P. (2011). Biodegradation of thiocyanate by a mixed microbial population. **Mine Water-Managing the Challenges**.1: 119-123.

APHA, AWWA, WPCE (1995). Standard method for the examination of water and wastewater, 19th cd. **American Public Health Association**. Washington DC.

APHA, AWWA, WPCE (2005). Standard method for the examination of water and wastewater, 21st cd. **American Public Health Association**. Washington DC.

Armeen, A., Feddes, J.J.R., Leonard, J.J. and Coleman, R. N. (2008). Biofilter to treat swine facility air: Part 1. Nitrogen mass balance. **Canadian biosystem engineering**.50:6.21-6.28.

Arvin, E. and Harremoes, P.. (1990). Concepts and Model of Biofilm Reactor Performance. **Wat. Sci. Tech**.22: 171-192

Barclay, M., Day, J., Thompson, I., Knowles, C. and Bailey, M. (2002). Substrate regulated cyanide hydratase gene expression in *Fusarium solani*. **Environ Microbial**. 4: 183-189

Barclay, M., Hart, A., Knowles, C. J. and Meeussen, V. A. (1998). Biodegradation of metal cyanide by mixed and pure culture of fung, Enzyme. **Microb. Technol**. 22: 223-231.

Beck, H. M. (1977). Suspended marine clay mineral identification by scanning electron microscopy and energy-dispersive x-ray analys. **Limnology and Oceanography**. 20:133-137.

Bergey, D. H., Krieg,N. R., Holt J. G., Boone D. R., Castenholz, R. W. and Garrity, G. M. (2001) **Bergey's manual of systematic bacteriology 2nd ed**. Wiliams & Wilkins. USA

Blance, P., Hogan, M. and Millim, M. (1985). Cyanide intoxication among silver-re-claiming workers. Journal Amer. Med. Assoc; 253: 367-371.

Botz, M. M. (2001). Overview of cyanide treatment method; **Mining environmental management.** **Mining journal Ltd.** London, UK. 28-30.

Chandra, H., Gupta, B. N., Bhargava, S. K., Clerk, S. H. and Mahendra, P. N. (1980). Chronic cyanide exposure – A biochemical and industrial hygiene study. Journal Anal. Toxical. 4: 161-165.

Chapatwala, KD., Babu, GRV., Vijaya, OK., Kumar, KP. and Wolfram, JH. (1998). Biodegradation of cyanide, cynates and thiocyanates to ammonia and carbon dioxide by immobilized cell of Pseudomonas putida. **Journal of Industrial Microbiology & Biotecnology** 20: 28-33.

Chua, H., Li X. Z., Yu, P., Tam, C. Y., Huang, Y. L. and Yang, S. T. (2000). Design and performance of a Fibrous Bioreactor for odor Treatment. **Applied Biochemistry and Biotechnology**. 84-86:469-478.

Chung, Y. C. (2007). Evaluation of gas removal and bacterial community density in a biofilter developed to treat composting exhaust gases. **Journal of Hazard Material**.144:377-385.

Chung, Y. C., Ho, K. L. and Tseng. C. P. (2007). Two-stage biofilter for effective NH_3 removal from waste gases containing high concentrations of H_2S. **Journal of the air & waste management association**. 57: 337-347.

Chung, Y. C., Huang, C. and Tseng, C. P. (2001) Biological elimination of H_2S and NH_3 form wastegases by biofilter packed with immobilized heterotrophic bacteria. **Chemosphere.** 43: 1043-1050.

Daniel, M. and Schnabel, W. (1998). Treatment of cyanide waste in a sequencing batch biofilm reactor. **Water Research**. 32: 254-257.

Dash, R. R., Gaur, A. and Balomajumder, C. (2009), Cyanide in industrial wastewaters and its removal: A review on biotreatment. **Journal of hazardous material.** 163:1-11.

Devinny J. S., Deshu M. A. and Webster T. S. (1999) Biofiltration for air pollution control. USA. Lewis Publisher.

Dhillon, J. K. and Shivaraman, N. (1999). Biodegradation of cyanide compound by a *Pseudomonas* species (S1). **Journal of Microbiology**. 45:201-208.

Don, J. B., Noel, R. k. and James, T. S. (2005) **Bergey's manual of systematic bacteriology 2nd ed**. Wiliams & Wilkins. USA

Douglas, G., Deborah, A., Margaret, R. and Edward, J. (2008). Nitrogen in the Marine Environment, 2nd **. Elsevier Inc. UK**. 141-198

Dzombak, D. A., Rajat, S. and Wong-Chong, G. M. (2006). Cyanide in water and soil chemistry, risk, and management. **Taylor & Francis Group, LLC**. United State of America.

Ebbs, S. (2004). Biological degradation of cyanide compound**. Current Opinion in Biotechnology**. 15: 231-236.

Edward, D. (2002). Trend in application of gas-phase bioreactor. **Review in Environmental science & Biotechnology**.1:65-74.

Environmental protection agency. (2001). Hydrogen cyanide acute exposure guideline levels. **USA: Oak Ridge National Laboratory and National Advisory Committee (NAC)**:1-264.

Elsgaard, L. (1998). Ethylene Removal by a biofilter with Immobilized bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**. 64: 4168-4173.

Hemond, H. and Elizabeth, J. (2004). Chemical fate and transport in the environment. **Elsevier Since**. USA. 5-10.

Jensen, A. B. and Webb, C. (1995). Treatment of H_2S-containing gases: A review of microbiological alternatives. **Enzyme and microbial technology.** 17: 2-10.

Jeong, G-T., Park, D-H., Lee, G-Y and Cha, J-M. (2006). Application of two-stage biofilter system for the removal of odours compound. **Applied Biochemistry and Biotechnology**. 132.1077-1088.

Jing, X., Yan, R. and Tay, J.(2009). Simultaneous autotrophic biodegradation of H_2S in a biotrickling filter. **Chemosphere.**75:1350-1355

Kennes, C. and Thalasso, F. (1998). Waste gas biotreatment technology. **Chem Technology and Biotechnology**. 72: 303-319.

Kennes, C., Rene, E. R. and Veiga, M. C.(2009). Bioprocesses for air pollution control. J. **Chem. Thechnol. Biotechnol**. 84: 1419-1436

Kuenen, J. G. (1975). Colourless sulphur bacteria and their role in sulphur cycle. **Plant soil**; 43: 49-76.

Lazarova, V. and Manem, J. (1995). Biofilm Characterization and Activity Analysis In Water and Wastewater Treatment. **Elsevier Since Ltd. Printed in Great Britain**.95:2227-2245.

Lappin-Scott H. M. and Costerton J. W.(1995) Microbial Biofilm. **University of Cambridge Australia**, 15-118.

Lomans, B., Pol, A. (2002). Microbial cycling of volatile organic sulfur compound in anoxic environment. **Water seicnce technol** .45:55-60.

Madsen E. L.(2008) Environmental Microbiology form genomes to biogeochemistry. **Blackwell Publishing**. Australia, 346-423.

Moussavi, G., Naddafi, K. and Mesdaghinia, A. (2007). Developing a Biofilm of SulfurOxidizing Bacteria, Starting-up and operating a Bioscrubber Treating H2S. Pakistan **Journal of Biological Sciences**.10(5):701-709.

Nielsen, A. H., Lens, P., Vollertsen, J. and Hvitved-Jacobsen, T. (2005). Sulfide-iron interaction in domestic wastewater from a gravity sewer. **Water Res**.39: 2747-2755.

Nelson, G. O.(1992). Gas Mixture Preparation and Control. **Lewis Publisher**. England. 67-105.

Nemati, M., Jenneman, G. E. and Voordouw, G. (2001). Impact of nitrate-mediated microbial control of souring in oil reservoirs on the extent of corrosion. **Biotechnol. Prog**. 17: 852-859.

Ochi, T., Kitagawa, M. and Tanaka, S. (1998). Controlling sulfide generation in force mains by air injection. Water **Sci. Tecnol**. 37: 87-95.

Park, D-H., Cha, J-M., Ryu, H-W., Lee, G-W., Yu, E-Y., Rhee, J-I., Park, J-J., Kim, S-W., Lee, I-W., Loe, Y-I., Ryu, Y-W., Hu,r B-K., Park, J-K and Park, K. (2002). Hydrogen sulfide removal utilizing immobilized *Thiobacillus* sp. IW with Ca-alginate bead. **Biochemical engineering journal**. 11:167-173.

Pastorella, G., Gazzola, G., Guadarrama, S. and Marsili, E. (2012). Biofilm: Application in bioremediation. **Biofilm current research and application**. 73-98.

Paul, E., Ochoa, J. C., Pechaud, Y., Liu, Y. and Line, A. (2012). Effect of shear stress and growth conditions on detachmentand physical properties of bifilms. **Water Reset**. 13:1-10.

Potivichayanon, S. and Kitleartpornpairoat, R. (2010). Biodegradation of cyanide by novel cyanide degrading bacterium. **World Academy of Science, Engineering and Technology**; 66: 1376-1379.

Potivichayanon, S., Pokethitiyook P. and Kruatrachue, M. (2006). Hydrogen sulfide removal by novel fixed-film bioscrubber system. **Process Biochemistry**. 41: 708-715.

Postate, J. R. (1968). The sulphur cycle. In organic sulphur chemistry, ed. G. Nickless. **Amsterdam, Netherland: Elsevier publishing company**. 259-279.

Prescott, M. L., Harley, P. J. and Klein, A. D. (2003). Microbiology, 5th edition. New York, NY: McGraw-Hill companies.

Puig, S., Loosdrecht, M. C. M., Colprim, J. and Meijer, S. C. F. (2008). Data evaluation of full-scale wastewater treatment plants by mass balance. ScienceDirect. 42: 4645-4655.

Qu, K., Lee, S. W., Bain, J. S., Low, C.-M. and Wong, P.T.-H. Hydrogen sulphide: Neurochchemistry and neurobiology. **Neurochemistry international**. 52:155-165.

Ramirez, M., Manuel, J., Aroca, G. and Cantero, D. (2009). Removal of hydrogen sulfide by immobilized Thiobacillus Thioparus in a biotrickling filter packed with polyurethane foam. **Bioresource Technology**,100:4989-4995

Ratanapan, C., Boonsawang, P.,and Kantachote, D.(2009). Removal of H_2S in down-flow GAC biofiltration using sulfide oxidizing bacteria form concentrated latex wastewater. **Biochemical Enginearing Journal**. 11:167-173.

Raybuck, S. A., (1992). Microbes and microbial enzymes for cyanide degradation. **Biodegradation**.3: 3-18.

Rene, E. R., Lopez, M. E., Veiga, C. and Kennes, C. (2010). Steady and transient-state operation of two-stage bioreactor for the treatment of gaseous mixture of hydrogen sulfide, methanol and alpla-pinene. **Journal Chem Technol Biotechnol**. 85:336-348.

Rene, P., Philip, M. and Diete,r M. (2003). Environmental Organic Chemistry, 2nd . Canada. **Jhon wiley & Sons, Inc**.

Reynolds, F. E. and Devinny, J. S. (1999). Application demonstration of dual state biofilter for publicly owned treatment work. **University of Southern California.California**. 5-45

Roshan, R., Abhinav Gaur, D. and Balomajumder, C. (2009). Cyanide in industrial wastewater and its removal: **A review biotreatment. Journal of Hazardous Material**.163:1-11.

Sandeep, M., Balendu, G., Kiran, P., Dewanand, S., Rashmi D., Praveena, B., Ram, P., Asha, J. and Atul V. (2010) Bioreactor for treatment of VOCs and odours – A review: **Journal of Environmental Management**. 91: 1039-1054.

Schroeder, E. D. (2002). Trends in application of gas-phase bioreactor. **Reviews in environmental science and biotechnology**. 1: 65-74.

Sercu, B., Nunez, D., Langenhove, H. V., Aroca, G. and Veratrate, W. (2005). Operational and Microbiological Aspects of a Bioagument Two-Satage Biotricking Filter Removal Hydrogen Sulfide a Dimethyl Sulfide. **Wiley InterScince,** Inc. 10: 259-269.

Simpson, D.R.(2008) Biofilm process in biologically active carbon water purification. **Water research**. 42: 2839-2848

Singleton, P. (2006). Bacteria in Biology, Biotechnology and Medicine, 6th . **Jhon wiley & Sons, Ltd.** England; 1-43.

Syed M., Soreanu G., Falletta, P. and Beland, M. (2006). Removal of hydrogen sulphide from gas streams using biological process – A review. **Canadian biochemistry engineering**. 48: 2.1-2.14.

Tanlinson, T. G. and Snaddon, D.H.M. (1996). Biological Oxidation of sewage by film of microorganism. **Air and Water Pollution Journnal**,10: 685-881.

United Nation Environment Program. (2003). Concise international chemical assessment document 53. **Geneva Switzerland**. 5-20.

U.S. Environmental Protection Agency. (2003). Using bioreactor to control air pollution. **Air quality planning and standard**. USA. EPA-456/R-03-003.

Welton, J.E. (2003) SEM Petrology Atlas. Chevron oil field research company. **The American Association of Petroleum Geologies.** USA.

Wolstenholme, P. and Schafer, P. (2005). Odor control bioscrubber: A 20-year history of successful application. **Water Environment Research.** 20: 1372-1385.

Yang, Y. and Allen, ER. (1994). Biofiltration Control of Hydrogen Sulfide 1. Design and Operational Parameter. **Journal of the Air & Waste Management Association**.44: 863-868.

Yang, W., Vollertsen, J., and Hvitved,-Jacobsen T. (2005). Anoxic sulphide oxidation in wastewater of sewer network. **Water Sci. Tecnol**; 52: 191-199.

Yasemin, K. O., Serap, G., Aytar, P., Unal, A., Yamac, M., Cabuk, A. and Kolankaya, N. (2010). New fungal biomasses for cyanide biodegadation. **Journal of Bioscience and Bioengineering.**110:431-435.

Yu, T., Bishop, P., Galal, A. and Mark, H. (1998). Fabrication and evaluation of a sulfide microelectrode for biofilm studies. **Polym. Sensor ACS Symp. Ser**. 690: 231-247.

Zimmo, O. R., Steen, N. P. and Gijzen, H. J. (2004). Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. **Water Research**. 38: 913-920.

Zhang, L., Schryver, P-D., Gusseme, B-D., Muynck, W-D., Boon N. and Verstraete, W. (2008). Chemical and biological technologies for hydrogen sulphide emission control in sewer system: **A review. Water research**. 42: 1-12.

ภาคผนวก ก

วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

(แอมโมเนีย-ไนโตรเจน, ไนเตรท-ไนโตรเจน, ไนไตรท์-ไนโตรเจน, ไซยาไนด์คงค้าง, ซัลเฟต)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ก.1 การวิเคราะห์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนโดยวิธีการกลั่นและการไทเทรต (WPHA, AWWA, WPCF, 2005)

สารเคมี

1. สารละลายบอเรตบัฟเฟอร์ (Borate buffer solution): นำโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 0.1 โมลาร์จำนวน 88 มิลลิลิตร เติมลงในสารละลายโซเดียมเตตราบอเรต ($Na_2B_4O_7$) 500 มิลลิลิตร เจือจางด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร (สารละลายโซเดียมเตตราบอเรตเตรียมได้จาก 5 กรัมของ $Na_2B_4O_7$ หรือ $Na_2B_4O_7{\bullet}10H_2O$ 9.5 กรัม เจือจางด้วยน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร)

2. โซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 นอร์มอ: ละลาย NaOH 24 กรัมในน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียให้ได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร

3. สารละลายที่ใช้ปรับค่าความเป็นกรดเบส (pH)

3.1 โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 1 นอร์มอ

3.2 กรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) 0.5 โมล/ลิตร

4. สารละลายกรดบอริก (Boric acid solution, H_3BO_3): ละลายกรดบอริก 20 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรสุดท้ายเป็น 1000 มิลลิลิตร

5. มิกซ์อินดิเคเตอร์: ละลายเมทิลเรดอินดิเคเตอร์ (Methyl red indicator) 200 มิลลิกรัม ในเอททิลแอลกอฮอร์ (ร้อยละ 95) 100 มิลลิลิตร ละลายเมทิลีนบลู 100 มิลลิกรัม ในเอททิลแอลกอฮอล์ (ร้อยละ 95) 50 มิลลิลิตร แล้วผสมสารละลายทั้ง 2 ชนิดเข้าด้วยกัน สารนี้ควรเตรียมทุกเดือน

ข้อสังเกต: สารละลายอินดิเคติงบอริกแอซิดจะมีสีม่วงถ้าไม่มีแอมโมเนียละลายอยู่ ถ้ามีแอมโมเนียละลายอยู่จะได้สีเขียว แสดงว่าสารละลายนี้ใช้ไม่ได้ ให้เตรียมใหม่ และควรเตรียมทุกๆเดือน

6. สารละลายกรดซัลฟิวริก 0.01 โมล/ลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. สำหรับตัวอย่างที่เป็นกรดหรือด่าง ต้องปรับความเป็นกรดเบสให้เป็นกลางก่อนโดยโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1 โมล/ลิตร หรือกรดซัลฟิวริก 0.5 โมล/ลิตร

2. ตวงตัวอย่างน้ำที่ได้ปรับความเป็นกรดเบสเป็นกลางแล้ว 100 มิลลิลิตร ลงในหลอดเจลดาห์ล

3. เติมสารละลายบอเรตบัฟเฟอร์ 25 มิลลิลิตร ลงในตัวอย่างที่ต้องการวิเคราะห์แล้วปรับความเป็นกรดเบสให้ได้ 9.5 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 โมลาร์

4. นำไปกลั่น โดยต่อกับคอนเนคติ้งบัลบ์ ซึ่งจะต่อกับเครื่องควบแน่น โดยให้ปลายของเซฟตีบัลบ์จุ่มอยู่ใต้สารละลายจับแอมโมเนีย

5. เก็บส่วนที่กลั่นออกมาให้ได้ประมาณ 200 มิลลิลิตร ไว้ในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตร ที่มีสารละลายกรดบอริกอยู่ 50 มิลลิลิตร นำส่วนที่กลั่นได้ไปหาปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนด้วยวิธีการไทรเทรต

6. ทำแบลงค์โดยใส่สารเคมีทุกอย่างที่เหมือนกับตัวอย่าง แล้วนำไปกลั่น

7. ไทรเทรตสารละลายที่กลั่นได้ด้วยสารละลายมาตรฐานกรดซัลฟิวริก 0.01 โมล/ลิตร เมื่อถึงจุดยุติจะได้สีม่วง

การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร แอมโมเนีย-ไนโตรเจน} = \frac{(A-B)\times 1000\times M\times 28}{\text{ตัวอย่างน้ำที่ใช้ในการกลั่น (มิลลิลิตร)}}$$

A = มิลลิลิตรของกรดซัลฟิวริกมาตรฐานที่ใช้ไทรเทรตกับตัวอย่างน้ำ

B = มิลลิลิตรของกรดซัลฟิวริกมาตรฐานที่ใช้ไทรเทรตกับแบลงค์

M = โมล/ลิตร ของกรดซัลฟิวริกมาตรฐาน

ก.2 การวิเคราะห์ไนเตรท-ไนโตรเจนด้วยวิธีบลูซีน (WPHA, AWWA, WPCF, 1995)

สารเคมี

1. สารละลายสต๊อกไนโตรเจน: ละลายแอนไฮดรัสโพแตสเซียมไนเตรท (KNO_3) 721.8 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น แล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1 มิลลิลิตรจะมีไนเตรท-ไนโตรเจน 0.1 มิลลิกรัม

2. สารละลายมาตรฐานไนเตรท-ไนโตรเจน: นำสต๊อกไนเตรท 10 มิลลิลิตร มาเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1 มิลลิลิตร จะมีไนเตรท-ไนโตรเจนอยู่ 1 ไมโครกรัม

3. สารละลาย โซเดียมอาร์เซไนด์: ละลายโซเดียมอาร์เซไนด์ ($NaAsO_2$) 5 กรัมในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร

ข้อควรระวัง : อย่าดูดกลืนสารนี้เข้าปากเนื่องจากเป็นพิษ

4. สารละลายบรูซีน-กรดซัลฟานิลิก: ละลายบลูซีนซัลเฟต 1 กรัม และกรดซัลซัลฟานิลิก 0.1 กรัม ในน้ำร้อนประมาณ 70 มิลลิลิตร แล้วใส่กรดเกลือ (HCl) เข้มข้น 3 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร สารละลายนี้จะคงตัวอยู่ได้นานหลายเดือน ถ้ามีสีชมพูเกิดขึ้นจะไม่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยา

ข้อควรระวัง : อย่าดูดกลืนสารนี้เข้าปากเนื่องจากเป็นพิษ

5. สารละลายกรดซัลฟิวริก: ค่อยๆเทกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 500 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่น 125 มิลลิลิตร ทีละน้อยแล้วทำให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง ปิดจุกให้แน่นเพื่อกันความชื้นจากอากาศภายนอก

6. สารละลายโซเดียมคลอไรด์: ละลายโซเดียมคลอไรด์ 300 กรัมในน้ำกลั่น แล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. การเตรียมตัวอย่างก่อนทำการทดลอง

ถ้าตัวอย่างน้ำมีคลอรีนอยู่ให้กำจัดออกก่อน โดยการเติมโซเดียมอาร์เซไนต์ 1 หยด (0.05 มิลลิลิตร) ต่อคลอรีน 0.1 มิลลิลิตร แล้วใส่เพิ่มไปอีก 1 หยด ต่อตัวอย่างน้ำ 50 มิลลิลิตร

2. การทำให้เกิดสี

2.1 ใช้ปิเปตดูดตัวอย่างน้ำ 5 มิลลิลิตร ใส่ในหลอดแก้ว และนำสารละลายมาตรฐานไนเตรทเข้มข้นต่างๆกันใส่ลงในหลอดทดลองหลายๆหลอด เพื่อนำไปเตรียมกราฟมาตรฐาน แล้วทำให้เย็นโดยแช่ในอ่างน้ำแข็ง

2.2 เติมสารละลายโซเดียมคลอไรด์ 1 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน (ห้ามใช้เครื่องกวนเพราะจะทำให้ค่าที่ได้ผิดพลาดไป)

2.3 เติมสารละลายกรดซัลฟิวริก 5 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน ตั้งทิ้งไว้ให้เย็น ถ้ามีความขุ่นหรือสีเกิดขึ้นในขั้นตอนนี้ให้นำตัวอย่างไปอ่านค่าทรานสมิตแตนท์ ซึ่งจะเป็นค่าแบลค์ของตัวอย่าง (Sample blank) และค่าแบลงค์ของสารละลาย (Reagent blank) แล้วนำไปวางในอ่างน้ำแข็งอีกครั้ง

2.4 เติมสารละลายบรูซีน-กรดซัลฟานิลิก 0.25 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน

2.5 นำไปวางในเครื่องอังไอน้ำที่อุณหภูมิ 95 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 20 นาทีแล้วให้นำมาแช่ในอ่างน้ำเย็นจนมีอุณหภูมิเท่ากับอุณหภูมิห้อง

2.6 นำตัวอย่างที่ได้มาวัดค่าทรานสมิตแตนท์ ของสารละลายมาตฐานไนเตรทที่ความเข้มข้นต่างๆและตัวอย่างน้ำ โดยนำค่าที่อ่านได้มาหักค่าที่ได้จากแบลงค์ของสารละลายกับแบลงค์ของตัวอย่างเสียก่อน แล้วจึงอ่านค่าความเข้มข้นของไนเตรท-ไนโตรเจนจากกราฟมาตรฐานของสารละลายไนเตรท

3. การเตรียมกราฟมาตรฐาน

เตรียมสารละลายมาตรฐานไนเตรทในช่วงความเข้มข้น 0-10 มิลลิกรัมต่อลิตร แล้วเติมสารเคมีดังข้อ 2 เพื่อให้เกิดสี แล้วนำไปวัดค่าทรานสมิตแตนท์ของสีจากเครื่องสเปกโตรมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 410 นาโนเมตร

การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ของไนเตรท-ไนโตรเจน} = \frac{\text{ไมโครกรัม ไนเตรท} - \text{ไนโตรเจน}}{\text{ตัวอย่างน้ำ (มิลลิลิตร)}}$$

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท} = \text{มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจน} \times 4.43$$

ก. 3 การวิเคราะห์ไนไตรท์-ไนโตรเจนด้วยวิธีสร้างสี (WPHA, AWWA, WPCF, 1995)

สารเคมี

1. สารละลายซัลฟานิลาไมด์ : ละลายซัลฟานิลาไมด์ 2.5 กรัม ในน้ำกลั่น 200 มิลลิลิตร ค่อยๆ ใส่กรดเกลือ 25 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรให้ได้ 250 มิลลิลิตร

2. สารละลายเอ็นอีดี : ละลายแนพทิลเอทธิลีนไดอามีนไดไฮโดรคลอไรด์ (N-(1-Naphthyl)-Ethylenediamine Dihydrochoride) 0.25 กรัม ในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรให้เป็น 250 มิลลิลิตร เก็บไว้ในที่เย็น และควรเตรียมใหม่ทุกเดือนเมื่อเปลี่ยนเป็นสีน้ำตาล

3. สารละลายมาตรฐานไนไตรท์ความเข้มข้น 200 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร: ละลายโซเดียมไนไตรท์ ($NaNO_2$) ที่อบแห้งอุณหภูมิ 110 องศาเซลเซียส 1 ชั่วโมง 0.496 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรให้เป็น 500 มิลลิลิตร

4. สารละลายมาตรฐานไนไตรท์ความเข้มข้น 1 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร : เตรียมจากสารละลายมาตรฐานไนไตรท์ความเข้มข้น 200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร 2.5 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรให้เป็น 500 มิลลิลิตร

5. สารละลายมาตรฐานไนไตรท์เข้มข้นตั้งแต่ 0-0.2 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร : เตรียมจากสารละลายมาตรฐานไนไตรท์ความเข้มข้น 1 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ให้มีความเข้มข้น 0.002, 0.01, 0.02, 0.04, 0.08, 0.1 และ 0.2 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร ให้มีปริมาตรแต่ละความเข้มข้นเป็น 50 มิลลิลิตร

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

วิธีวิเคราะห์

1. เตรียมตัวอย่างน้ำ ถ้าตัวอย่างน้ำมีสารแขวนลอย ให้กรองด้วยกระดาษกรอง Membrane filter ขนาด 0.45 ไมโครเมตร

2. การทำให้เกิดสี ปิเปตตัวอย่างที่ใสหรือสารละลายมาตรฐานไนไตรท์ความเข้มข้นตั้งแต่ 0.01-1 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร มาตัวอย่างละ 50 มิลลิลิตร เติมสารละลายซัลฟานิลาไมด์ 1 มิลลิลิตรเขย่าให้เข้ากัน ตั้งทิ้งไว้ 2 นาที หลังจากนั้นเติมสารละลายเอ็นอีดี 1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน ตั้งทิ้งไว้ 20 นาทีถึง 2 ชั่วโมง นำไปวัดค่าดูดกลืนแสงที่ 543 นาโนเมตร

3. การทำกราฟมาตรฐาน นำค่าที่อ่านได้ของสารละลายมาตรฐานไนไตรท์ความเข้มข้นตั้งแต่ 0-0.2 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร มาทำกราฟมาตรฐาน

การคำนวณ

คำนวณตามสมการที่ได้จากกราฟมาตรฐานที่ได้ (Standard curve)

ก. 4 การวิเคราะห์ไซยาไนด์คงค้างด้วยวิธีไตเตรท (WPHA, AWWA, WPCF, 2005)

สารเคมี

1. สารละลายอินดิเคเตอร์ : ละลาย p-dimethylaminobenzalroodanine 20 มิลลิกรัม ในอะซิโตน 100 มิลลิลิตร

2. สารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรท: ละลายซิลเวอร์ไนเตรท ($AgNO_3$) 3.27 กรัมในน้ำกลั่น 1 ลิตร สารละลายนี้ต้องเทียบมาตรฐานกับสารละลายโซเดียมคลอไรด์โดยวิธี argentometric โดยใช้โพแตสเซียมไดโครเมต (K_2CrO_4) อินดิเคเตอร์ สารละลายนี้ 1.00 มิลลิลิตร = 1.00 มิลลิกรัม CN^-

3. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์: ละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1.6 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. ใช้ตัวอย่างน้ำ 5 มิลลิลิตร เจือจางด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ให้เป็น 50 มิลลิลิตร และเติมสารละลายอินดิเคเตอร์ 0.5 มิลลิลิตร จะได้สีเหลือง เขย่าให้เข้ากัน

2. ไตเตรทตัวอย่างน้ำด้วยสารละลายซิลเวอร์ไนเตรท เมื่อถึงจุดยุติจะได้สีชมพูอมส้ม

3. ทำแบลงค์โดยใช้สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 50 มิลลิลิตร และใส่สารเคมีทุกอย่างเหมือนกับตัวอย่างน้ำ แล้วนำไปไทเทรต

การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ของไซยาไนด์} = \frac{(A-B)\times 1000}{\text{ปริมาตรตัวอย่างน้ำ (มล.)}} \times \frac{50}{\text{ปริมาตรตัวอย่างทั้งหมด (มล.)}}$$

A = ปริมาณของสารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรทที่ไตเตรทกับตัวอย่าง

B = ปริมาตรของสารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรทที่ไตเตรทกับแบลงค์

ก. 5 การวิเคราะห์ซัลเฟตด้วยวิธีวัดความขุ่น (WPHA, AWWA, WPCF, 2005)

สารเคมี

1. สารละลายบัฟเฟอร์ A : ละลาย 30 กรัมของแมกนีเซียมคลอไรด์ ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$) 5 กรัมของโซเดียมอะซิเตด ($CH_3COONa \cdot 3H_2O$) 10 กรัมของโพแทสเซียมไนเตรท (KNO_3) และ 20 มิลลิลิตรของกรดอะซิตริก (CH_3COOH 99%) ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร และปรับปริมาตรให้เป็น 1000 มิลลิลิตร

2. สารละลายบัฟเฟอร์ B (ใช้เมื่อตัวอย่างน้ำมีปริมาณซัลเฟตน้อยกว่า 10 มิลลิกรัม) : ละลาย 30 กรัมของแมกนีเซียมคลอไรด์ ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$) 5 กรัมของโซเดียมอะซิเตท ($CH_3COONa \cdot 3H_2O$) 1 กรัมของโพแทสเซียมไนเตรท (KNO_3) 0.111 กรัมของโซเดียมซัลเฟต ($NaSO_4$) และ 20 มิลลิลิตร ของกรดอะซิติก (CH_3COOH 99%) ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร และปรับปริมาตรให้เป็น 1000 มิลลิลิตร

3. แบลเรียมคลอไรด์ ($BaCl_2$) ขนาดผลึก 20-30 mesh

4. สารละลายมาตรฐานซัลเฟต เตรียมได้จาก

4.1 เตรียมจากกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) : เจือจางกรดซัลฟิวริกความเข้มข้น 0.02 นอร์มอ ปริมาตร 10.4 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นให้ได้ 100 มิลลิลิตร

4.2 เตรียมจากโซเดียมซัลเฟต (Na_2SO_4) ละลายโซเดียมซัลเฟต 0.1479 กรัมในน้ำกลั่น แล้วปรับปริมาตรให้เป็น 1000 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. Formation of ($BaSO_4$) Turbidity: นำตัวอย่างน้ำมา 100 มิลลิลิตรหรือปริมาณที่เหมาะสม แล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร เติมสารละลายบัฟเฟอร์ 20 มิลลิลิตรผสมและคน โดยใช้เครื่อง vortex mixer และค่อยๆเติมผลึก $BaCl_2$ 1 ช้อน และเริ่มจับเวลาทันที คนประมาณ 60 ± 2 วินาทีด้วยความเร็วคงที่ เมื่อถึงเวลาให้หยุดคนทันที

2. Measurement of $BaSO_4$ Turbidity: หลังจากเวลาคนสิ้นสุดลง เทสารละลายลงใน absorption cell ของโฟโตมิเตอร์ วัดค่าความขุ่นที่ 5 ± 0.5 นาทีที่ความยาวคลื่น 420 นาโนเมตร

3. Preparation of calibration curve: เตรียมสารละลายมาตรฐานซัลเฟตที่มีความเข้มข้น 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 มิลลิกรัมต่อลิตร (หากมากกว่า 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ความแม่นยำของวิธีนี้จะลดลง) โดยปิเปต 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 มิลลิลิตรของสารละลายมาตรฐานซัลเฟตที่เตรียมไว้ใส่ขวดรูปชมพู่แล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร แล้วทำตามขั้นตอนตัวอย่างเหมือนดังตัวอย่าง ให้ตรวจสอบความน่าเชื่อถือของกราฟมาตรฐานโดยทำ standard ทุกๆ 4 ตัวอย่าง

4. Correction of sample color and turbidity : โดยการทำแบลงค์เหมือนตัวอย่างแต่ไม่เติม $BaCl_2$

การคำนวณ

$$\text{mg/l } SO_4^{2-} = \frac{\text{mg}SO_4^{2-} \times 1000}{\text{ml sample}}$$

* หากใช้สารละลายบัฟเฟอร์ A ให้หาความเข้มข้นของซัลเฟตโดยตรงจาก calibration curve ภายหลังจากลบค่า absorbance ของตัวอย่างก่อนเติม $BaCl_2$ (sample blank) ออก

* หากใช้สารละลายบัฟเฟอร์ B ให้หักค่าความเข้มข้นซัลเฟตของแบลงค์ออกจากความเข้มข้นของซัลเฟตที่หาได้จากสมการ เนื่องจาก calibration curve จะไม่เป็นเส้นตรง จึงไม่สมมูลกับการลบค่า absorbance ของแบลงค์ออกจากค่า absorbance ของตัวอย่าง

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ภาคผนวก ข

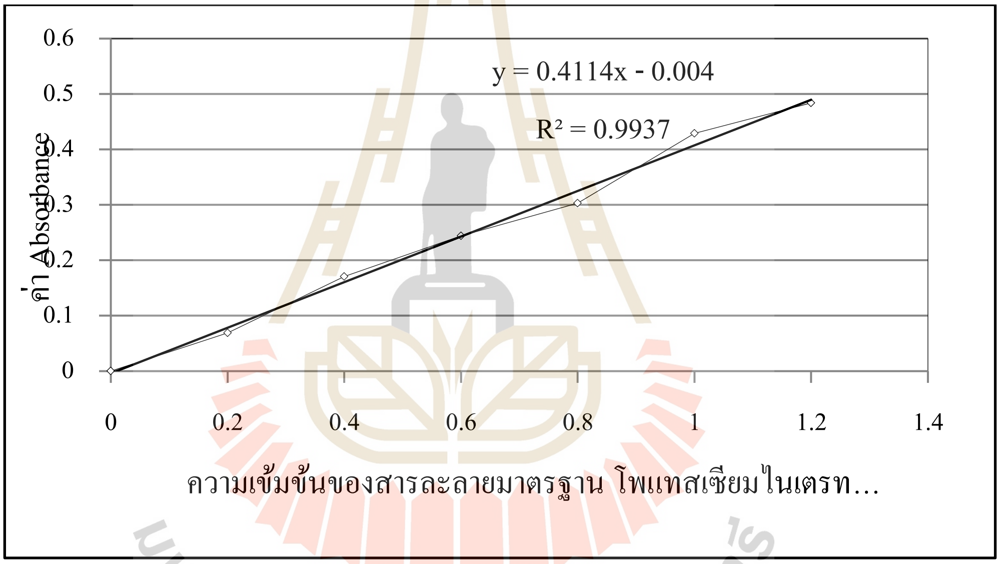
การสร้างกราฟมาตรฐาน

(ไนเตรท-ไนโตรเจน, ไนไตรท-ไนโตรเจน, ซัลเฟต)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

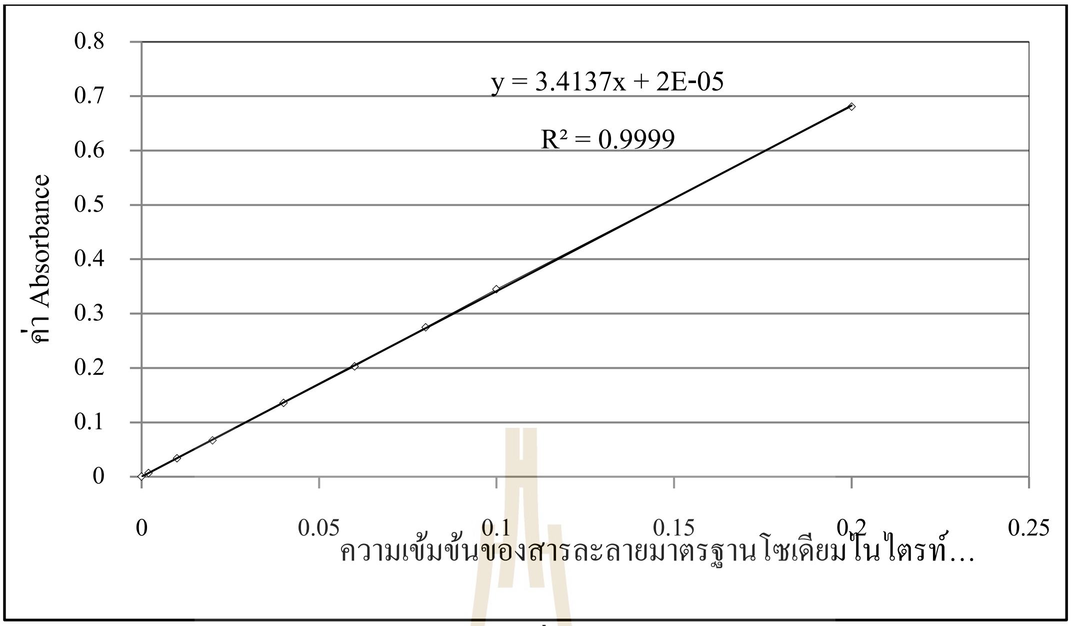
ข. 1 กราฟสารละลายมาตรฐานไนเตรท-ไนตรเจน ($N0_3^-$-N) ที่ความเข้มข้น 0-1.2 มิลลิกรัมต่อลิตร

Nitrate (mg/l)	Abs.
0	0
0.2	0.069
0.4	0.171
0.6	0.244
0.8	0.303
1	0.429
1.2	0.484



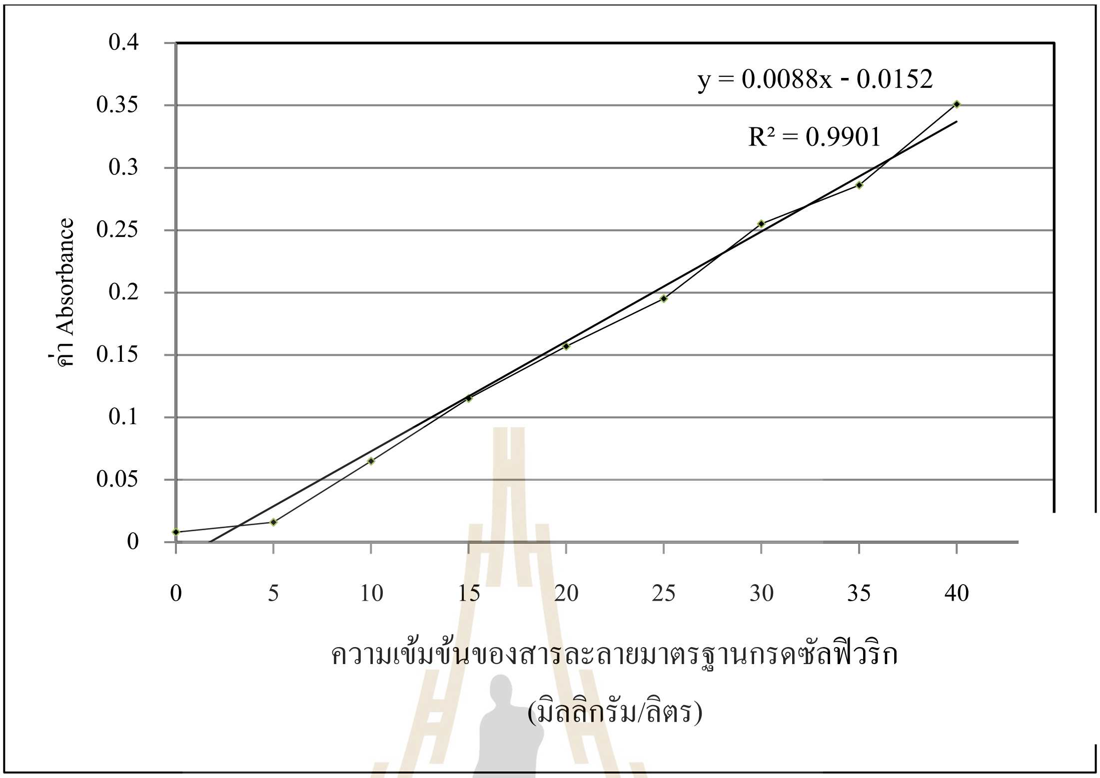
ข. 2 กราฟมาตรฐานไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO_2^--N) ที่ความเข้มข้น 0-0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร

Nitrite (mg/l)	Abs.
0	0
0.002	0.007
0.01	0.034
0.02	0.067
0.04	0.136
0.06	0.203
0.08	0.275
0.1	0.45
0.2	0.681



ข. 3 กราฟสารละลายมาตรฐานซัลเฟต (SO_4^{2-}) ที่ความเข้มข้น 0-40 มิลลิกรัมต่อลิตร

Sulfate (mg/l)	**Abs.**
0	0.008
5	0.016
10	0.065
15	0.115
20	0.157
25	0.195
30	0.255
35	0.286
40	0.351

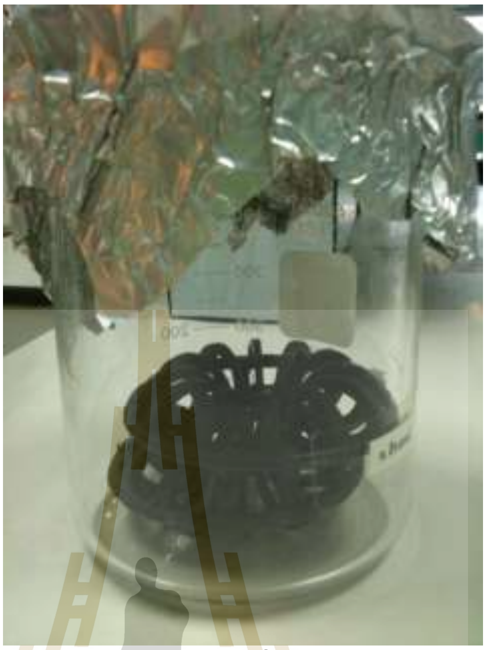

y = 0.0088x - 0.0152
R² = 0.9901
ค่า Absorbance
0.4
0.35
0.3
0.25
0.2
0.15
0.1
0.05
0
0
5
10
15
20
25
30
35
40
ความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานกรดซัลฟิวริก
(มิลลิกรัม/ลิตร)

ภาคผนวก ค

การเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์บนตัวกลางโพลีโพรไพลีน (Polypropylene; pp)

การเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์บนตัวกลางโพลีโพรไพลีน (Polypropylene; pp)

โดยอ้างอิงจากการศึกษาของ Sercu และคณะ (2004)



ตัวกลางโพลีโพรไพลีน (Polypropylene; pp) ที่ได้จากระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่

น้ำกลั่นที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยเครื่องนึ่งฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ด้วยไอน้ำ (autoclave) เพื่อนำตัวกลางโพลิโพรไพลีน (Polypropylene; pp) ใส่ลงในน้ำกลั่น และนำเข้าเครื่อง sonicator

หลังจากนำตัวกลางโพลิโพรไพลีน (Polypropylene; pp) ใส่ลงในน้ำกลั่นที่ผ่านการฆ่าเชื้อแล้ว นำบีกเกอร์ที่มีน้ำกลั่น และตัวกลางโพลิโพรไพลีน (Polypropylene; pp) ปิดฝาด้วยแผ่นอลูมิเนียม เพื่อป้องกันการปนเปื้อนจากภายนอก และนำเข้าเครื่อง sonicator ที่ความถี่ 47 กิโลเฮิร์ทซ์ เป็นเวลา 30 นาที เพื่อให้จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางหลุดออก

ลักษณะของตัวกลางโพลิโพรไพลีน (Polypropylene; pp) ที่ผ่านการ sonicate แล้ว ซึ่งคลื่นความถี่ของเครื่อง sonicator จะทำให้จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางหลุดออกมา และแขวนลอยอยู่ในน้ำกลั่น หลังจากนั้นจึงทำการเก็บตัวอย่างน้ำกลั่นที่ได้จากการ sonicate เพื่อทำการศึกษาจำนวนจุลินทรีย์ด้วยวิธีการ spreading plate technique ในขั้นต่อไป

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

น้ำกลั่นที่ได้จากการ sonicate ด้วยเครื่อง sonicator ซึ่งมีเซลล์จุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำกลั่น เพื่อใช้ในการ spreading plate และนับจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบระหว่างดำเนินการเดินระบบ

(1) (2)

ลักษณะโคโลนีที่ได้จากตัวกลางโพลีโพรไพรลีนที่ผ่านการเดินระบบเป็นเวลา 72 ชั่วโมง (1) จุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนไซยาไนด์, (2) จุลินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ภาคผนวก ง

รายละเอียดของจุลินทรีย์

รายละเอียดของจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1

Domain Bacteria

Phylum Proteobacteria

Class Protobacterias alfa

Order Rhizobiales

Family Rhizobiacae

Genus Agrobacterium

Species *Agrobacterium tumefaciens*

Agrobacterium tumefaciens SUTS 1 เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง แกรมลบ Aerobic bacteria ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเซลล์เท่ากับ 0.2-0.1 μm ความยาวเของเซลล์เท่ากับ 0.5-0.2 μm ไม่สร้างสปอร์ เคลื่อนที่ได้โดยใช้ flagellum พบบนดินและในน้ำ เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิประมาณ 25-28 องศาเซลเซียส อาหารเลี้ยงเชื้อที่ใช้ควรมีส่วนประกอบของคาร์โบไฮเดรต หรือมีแหล่งคาร์บอน เป็นเชื้อก่อโรคในพืชทำให้เกิดโรคปุ่มปมมงกุฎ (crow-gall) มีผลต่อระบบทางสรีรวิทยาของพืชทำให้พืชแบ่งเซลล์ไม่หยุดก่อให้เกิดปุ่มปมขึ้น นิยมใช้ศึกษาในการถ่ายยีนเข้าสู่พืชโดยนำยีนที่สนใจถ่ายเข้าสู่จีโนมพืชด้วยเทคนิคทางพันธุวิศวกรรม เพื่อใช้ในการปรับปรุงพันธุ์พืช ไม่ก่อโรคในคน (Bergey et al., 2001)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายละเอียดของจุลินทรีย์ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2

Domain Bacteria

Phylum Proteobacteria

Class Gammaprobacteria

Order Pseudomonadales

Family Pseudomonadaceae

Genus Pseudomanas

Species *Pseudomonas monteilii*

Pseudomonas monteilii SUTS 2เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง แกรมลบ Aerobic bacteria ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเซลล์เท่ากับ 0.5-0.1 μm ความยาวของเซลล์เท่ากับ 1.5-5.0 μm ไม่สร้างสปอร์ เคลื่อนที่ได้โดยใช้ flagellum พบบนดินและในน้ำ เจริญเติบโตได้ดีที่สุดที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส อาหารเลี้ยงเชื้อที่ใช้ควรมีส่วนประกอบของคาร์บอนเช่น กลูโคส ฟรักโทส และสามารถใช้ Blood agar เป็นอาหารเลี้ยงเชื้อเฉพาะ สามรถย่อยสลายสารอินทรีย์โดยปฏิกิริยาออกซิเดชันได้ดีในสภาวะมีออกซิเจน เป็นเชื้อก่อโรคในคน เช่น ทำให้บาดแผลเกิดอาการติดเชื้อ โดยพบได้จากสารคัดหลั่งของผู้ป่วย เช่น เสมหะ น้ำเหลือง เลือด และปัสสาวะ ไม่ก่อโรคในพืช (Bergey et al., 2001)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายละเอียดของจุลินทรีย์ *Acinetobacter* sp. MU1_03

Domain Bacteria

Phylum Proteobacteria

Class Gammaprobacteria

Order Pseudomonadales

Family Maraxellaceae

Genus Acinetobacter

Acinetobacter sp. MU1_03 เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง แกรมลบ Aerobic bacteria ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเซลล์เท่ากับ 0.9-1.6 μm ความยาวเของเซลล์เท่ากับ 1.5-2.5 μm ไม่สร้างสปอร์ เคลื่อนที่ได้เมื่ออยู่ในน้ำ พบบนดินและในน้ำ เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิประมาณ 20-37 องศาเซลเซียส อาหารเลี้ยงเชื้อที่ใช้ควรมีแหล่งคาร์บอน เช่น MacConkey agar และสารอาหารที่สามารถนำไปสังเคราะห์กรดอะมิโนเช่น แอมโมเนีย ไนเตรท เป็นจุลินทรีย์ใน Class Gammaprobacteria ซึ่งเป็นกลุ่มที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ และบางสปีชีส์สามารถสังเคราะห์แสงได้ เป็นเชื้อที่พบได้ตามธรรมชาติ เช่น แหล่งน้ำ น้ำเสีย และในพืชผลทางการเกษตร เป็นเชื้อก่อโรคในโรงพยาบาล ทำให้ผู้ป่วยเกิดอาการดื้อยา ก่อให้เกิดอาการติดเชื้อทางเดินหายใจ และอาจทำให้เกิดอาการปอดบวมได้ (Don et al., 2005)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายละเอียดของจุลินทรีย์ *Alcaligenes faecalis* MU2_03

Domain Bacteria

Phylum Proteobacteria

Class Beta Proteobacteria

Order Burkholderiales

Family Alcaligenaceae

Genus Alcaligenase

Species *Alcaligenes faecalis*

Alcaligenes faecalis MU2_03 เป็นจุลินทรีย์รูปแท่ง แกรมลบ Aerobic bacteria ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเซลล์เท่ากับ 0.5-1.0 μm ความยาวของเซลล์เท่ากับ 0.5-2.6 μm ไม่สร้างสปอร์ เคลื่อนที่ได้โดยใช้ flagellum เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิประมาณ 20-35 องศาเซลเซียส เป็นจุลินทรีย์ที่พบได้ตามธรรมชาติ พบได้ทั้งบนดินและในน้ำ สามารถปนเปื้อนมากับสารคัดหลั่ง และอุจจาระของผู้ป่วยได้ เป็นเชื้อก่อโรคที่มีความสัมพันธ์กับระบบทางเดินหายใจ และมะเร็งปากมดลูก อาหารเลี้ยงเชื้อที่ใช้เช่น MacConkey agar Blood agar เป็นจุลินทรีย์ในกลุ่ม chemoautotroph สามารถเปลี่ยนสารเคมีโดยใช้ปฏิกิริยาออกซิเดชันให้กลายเป็นพลังงานให้กับเซลล์ได้ เช่น H_2S NH_3 และ S (Don et al., 2005)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ภาคผนวก จ
บทความวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์ระหว่างการศึกษา

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

EnvironmentAsia
The 4th EnvironmentAsia International Conference

Mass Balance of Hydrogen Cyanide and Hydrogen Sulfide Gases Removal by Dual Fixed-Film Bioscrubber

Mutcharin Bunsert [a], Siraporn Potivichayanon [b]* and Prapat Pentamwa [c]

[a] *Environmental Pollution and Safety Program, School of Environmental health, Institute of Medicine, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand*
[b,c] *School of Environmental health, Institute of Medicine, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand*

Abstract

This study presents a practical mass balance calculations of hydrogen cyanide and hydrogen sulfide gases removal by dual fixed-film bioscrubber system. A mixed culture of *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 for hydrogen cyanide removal while a mixed culture of *Acinetobacter* sp. MU1_03 and *Alcaligenes faecalis* MU2_03 for hydrogen sulfide removal. The long-term system results showed high removal efficiency of hydrogen cyanide and hydrogen sulfide that was 99.06% and 98.66%, respectively. It revealed that mass-in and mass-out was 93.60 mg/m^3•h and 7.30 mg/m^3•h for hydrogen cyanide removal whereas the mass-in and mass-out for hydrogen sulfide removal was 177.40 mg/m^3•h and 14.80 mg/m^3•h, respectively. These found that the mass-in higher than the mass-out, it might be due to these bacteria could utilize the compounds such as cyanide, sulfide, or the by-product compounds for their growth.

Keywords: dual fixed-film bioscrubber; biodegradation; hydrogen cyanide; hydrogen sulfide; mass balance

1. Introduction

Hydrogen cyanide (HCN) and hydrogen sulfide (H_2S) gases are colorless, toxic and flammable gases. Hydrogen cyanide and hydrogen sulfide found in petroleum refining, wastewater treatment plant, chemical processing, incomplete combustion and industrial waste (Ebb, 2004; Dzombak et al., 2006). HCN and H_2S gases were similar toxicity to nervous system. It also affects to animal and environment. Both toxic gases were exposed by ingestion, skin absorption and inhalation this path way was high toxicity due to rapid absorb to target organ and systemic poison (National Research Council, 2002). These gases removal are various pathways such as physicochemical, biochemical and biological degradation (Dash et al., 2009). The biological degradation provides an alternative method for gas removal due to low cost operation and environmental friendly. This pathway will degrade, oxidize and/or transform the pollutant gases into intermediate and by-product. The intermediate and by-product from biodegradation of hydrogen cyanide and hydrogen sulfide might be various compounds mainly depending on type of substrates, type of microbes, type and performance of the systems. Biodegradation of hydrogen cyanide releases the nitrogen forms such as ammonia, nitrite, and nitrate while the hydrogen sulfide

releases the sulfur form (Potivichayanon et al., 2006; Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010; Ebb, 2004 and Rattanapan et al, 2009). The bioscrubber system consists of two subunit namely an absorption unit and a bioreactor unit. In the absorption unit, input gases contaminants are transferred to the liquid phase. Gas and liquid phases flow counter currently within the column, which may contain the packing material (Mudliar et al., 2010). The main advantages of this technology are: (1) removal of reaction products by washing out, avoiding their possible inhibitory effect, (2) easy control of the biological process and (3) good adaptation capacity of microbial biomass (Kennes and Thalasso, 1998). In order to enhance the efficiency of wide variety of organic and inorganic compounds from polluted air streams removal and solve to the completion condition of microbial consortiums until increase the degrading rate. The advantages of two stage bioreactors are removal several of pollutants, stable of flow rate and using for single and mixed culture of biodegrading bacteria (Sercu et al., 2005). Mass balances are used widely in engineering environmental and biodegradation analysis due to can estimate in order to future operative removal process in the bioreactor system (Gao et al., 2012) and the mechanism of substance transform in bioreaction (Dash et al., 2009). A mass balance can evaluate the performance and quantitatively in removal process. It focuses not only on the mass of materials that enter or leave the bioreactor by air but also considerate of by-products that are produced or removed or transformed to biomass (Armeen et al., 2008). This paper presents a methodology to evaluate dual fixed-film bioscrubber system. It shows the methods of calculated values and the relation of mass-in, mass-out, accumulated-mass and biomass of hydrogen cyanide and hydrogen sulfide degrading bacteria. In addition, the results can be used to improve and apply mass balance for biodegradation process.

2. Material and methods

2.1. Microorganisms and immobilization

Cyanide degrading bacteria were isolated from cassava wastewater treatment system included *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 and then were cultivated in buffer media (Potivichayanon and kitleartpornpairoat, 2010). Sulfide degrading bacteria were isolated from an aeration tank of municipal wastewater treatment system included *Acinetobacter* sp. MU1_03 and *Alcaligenes faecalis* MU2_03 and then cultivated in thiosulfate media (Potivichayanon et al., 2006). The polypropylene tellerette ring as a packing media was 0.072 m in diameter and 105 m^2/m^3 in surface loading rate. The packing media was weighed and sterilized using UV light. After that, the sterile packing media was transferred into a media solution flask containing selected microbial growth at logarithmic phase (day 4) and then incubated at room temperature at 150 rpm on a rotary shaker for 4 weeks.

2.2. Fixed-film bioscrubber set-up

The dual fixed-film bioscrubber system is shown in Fig.1 Bioscrubber columns were made of glass 0.074 m in diameter and 0.40 m of height. The columns were

packed with immobilized packing media to get the working height of 0.24 m (60% of bioscrubber height) or 0.16 m (40% of bioscrubber height) for finding optimum condition. The first bioscrubber column was hydrogen cyanide degrading column and the second was hydrogen sulfide degrading column. Hydrogen cyanide and hydrogen sulfide gases were introduced upward into column. The nutrient solution was pumped downward and recirculated during the experiment. The systems were divided into 2 steps: short-term and long-term operation as shown in table 1. The important parameters of mass-in were determined in form of HCN and H_2S gas concentration using gas detector whereas the mass-out in form of by-products were analyzed such as nitrate nitrogen (NO_3^-), nitrite nitrogen (NO_2^-), ammonia nitrogen (NH_3), residual cyanide (CN^-)and sulfate (SO_4^{2-}) according to standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, AWWA and WPCF, 1995; Ebb, 2004; Potivichayanon et al., 2006; Potivichayanon and kitleartpornpairoat, 2010), In addition, cyanide and sulfide degrading bacteria growth were analyzed by the colony counting technique (APHA, AWWA and WPCF, 1995).

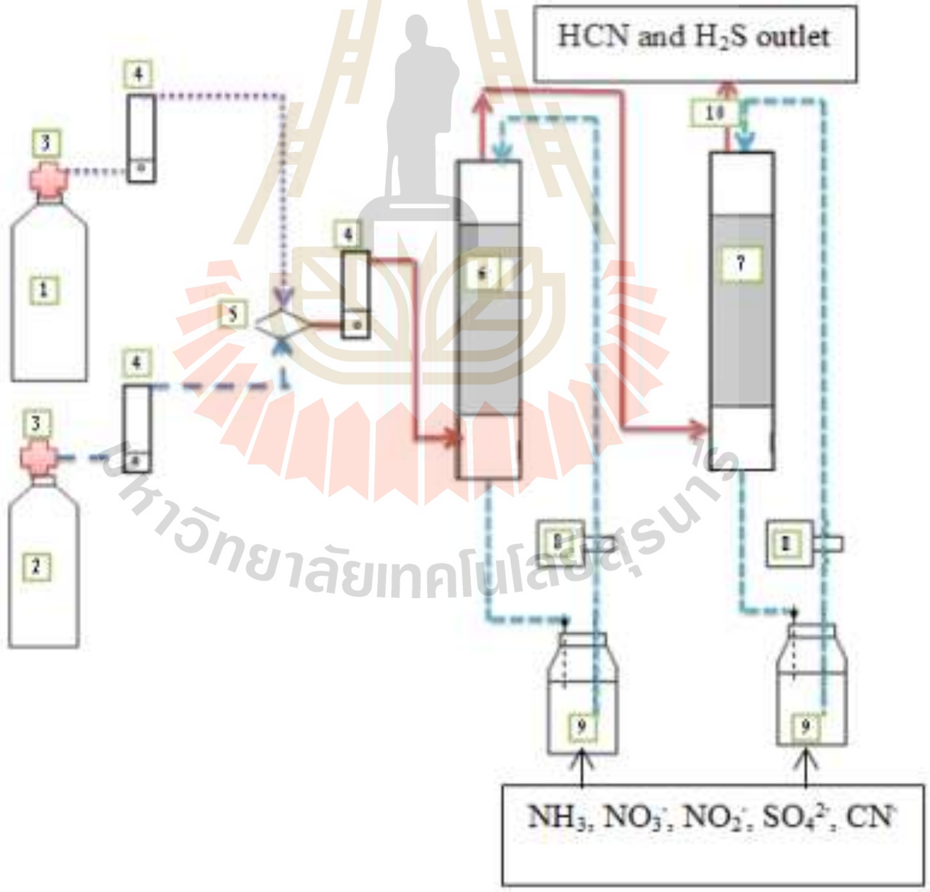


Figure 1. Schematic diagram of dual fixed-film bioscrubber system: 1. HCN gas; 2. H_2S gas; 3. Regulator; 4. Flow meter; 5. Connector tank; 6. Bioscrubber column 1 (cyanide degrading bacteria; 7. Bioscrubber column 2 (sulfide degrading bacteria); 8. Peristaltic pump; 9. Media tank; 10. Gas sampling points

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Table 1. Experimental condition

Experiment	Gas concentration (ppmv)	Packing media height (m)	HCN gas flow rate (ml/min)	H_2S gas flow rate (ml/min)	Mixed-gases flow rate (ml/min)	Media solution flow rate (ml/min)	EBRT (sec)	Operation time (h)
Short term	5	0.16	24	84	90	16	132	3
		0.24	24	84	90	16	152	3
	15	0.16	35	156	204	16	132	3
		0.24	35	156	204	16	152	3
Long term	15	0.16	35	156	204	16	152	72

2.3. Data and Mass balance calculation

The performance of bioscrubber was reported as gas loading rate (GLR; $mg/m^3 \cdot h$) (Kennes el al., 2009), and the gas removal was represented by gas elimination capacity (GEC; $mg/m^3 \cdot h$) (Rattanapan et al., 2009), which is usually normalized by the gas volume of the bioscrubber. The efficiencies of dual fixed-film bioscrubber are commonly revealed in term of the removal efficiency (RE; %). These terms are defined in Eq. 1-3 as follows:

$$GLR = \frac{Q \times C_{in}}{V} \qquad (1)$$

$$GEC = Q\left(\frac{C_{in} - C_{out}}{V}\right) \qquad (2)$$

$$RE = \left(\frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}}\right) \times 100 \qquad (3)$$

Where C_{in} is the inlet gas concentration (mg/ L), C_{out} is the outlet gas concentration (mg /L), Q is gas flow rate (m^3/h) and V is packing media volume in bioscrubber column (m^3)

The factors measured for the mass balance evaluation were gas inlet loading rate, gas outlet and concentration of by-product from oxidizing process in form of nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), ammonia (NH_3), residual cyanide (CN^-) and sulfate (SO_4^{2-}). Over all of mass balance was presented in Eq. 4. The equations of mass balance calculation were applied in Eq. (5)-(8) (Armeen et al., 2008).

$$\text{Mass-in} = \text{Mass-out} + \text{Accumulated-mass} \qquad (4)$$

Mass balance of HCN gas

The reaction of HCN oxidizing by biodegrading bacteria was shown in Eq. 5 and the calculation of mass was shown in Eq.6

$$6HCN_{inlet} + 7O_2 \rightarrow NH_3 + NO_3^- + 2NO_2^- + 4CO_2 + H_2O + HCN_{outlet} + CN^- \qquad (5)$$

$$\frac{Q \times ([HCN_{inlet}] \times 6)}{V_m} = \frac{Q \times [HCN_{outlet}]}{V_m} + \frac{([NH_3]\text{-}[NO^-_3]\text{-}([NO^-_2] \times 2)\text{-}[CN^-]) \times V_w}{1000 \times V_m} \qquad (6)$$

Mass balance of H_2S gas

The reaction of H_2S oxidizing by biodegrading bacteria was shown in Eq. 7 and calculation of mass was shown in Eq.8

$$2H_2S_{inlet} + 2.5O_2 + CO_2 \rightarrow SO_4^{2-} + H_2S_{outlet} + H_2O + CO_2 \qquad (7)$$

$$\frac{Q\times([H_2S_{inlet}]\times 2)}{V_m} = \frac{Q\times[H_2S_{outlet}]}{V_m} + \frac{[SO_4^{2-}]\times V_w}{1000\times V_m} \qquad (8)$$

Where HCN_{in} is inlet HCN gas concentration (mg/L), HCN_{outlet} is outlet HCN gas concentration (mg/L), V_m is volume of packing media in bioscrubber (m^3), NH_3 is ammonia concentration (mg/ L), NO_3^- is nitrate concentration (mg/L), NO_2^- is nitrite concentration (mg/L), CN^- is residual cyanide concentration (mg/L), V_w is volume of solution media (ml/h), H_2S_{inlet} is inlet H_2S gas concentration (mg/L), H_2S_{outlet} is outlet H_2S gas concentration (mg/L) and SO_4^{2-} is sulfate concentration (mg/L).

3. Results and discussions

3.1 Removal efficiency of dual fixed-film bioscrubber in short term operation

In short term experiment, although the gas concentrations and loading rate were increased from 5 ppmv to 15 ppmv, the elimination capacities of dual fixed-film bioscrubber still increased and also it reached the highest removal efficiency (Fig. 2, Table 2-3). When the packing media height was decreased from 0.24 m to 0.16 m, the gas loading rate was increased. At 15 ppmv, especially, this bioscrubber exhibited very high elimination capacity. The HCN gas loading rate increased from 12.24 mg/m^3·h to 15.60 mg/m^3·h and the maximum elimination capacity reached 15.06 mg/m^3·h. In addition, the H_2S gas loading rate increased from 69.73 mg/m^3·h to 88.70 mg/m^3·h and the maximum elimination capacity was 87.30 mg/m^3·h (Fig. 2). The results found that the removal efficiency of each gases achieved higher than 98%, it might be due to these gases can be oxidized and transformed to nitrogen and/or sulfate (Ebb, 2004).The HCN gas can be degraded by cyanide degrading bacteria, a mixed culture of *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2. The by-product of this reaction might be ammonia (NH_3), nitrite (NO_2^-), and nitrate (NO_3^-) that be found in this bioscrubber. When the gas loading rate increased, the concentration of oxidizing products also increased such as NO_3^- was higher than NH_3 and NO_2^- These by-products could be easily utilized as nitrogen source by microbes, especially ammonia (Kunz et al., 1992; Wang et al., 1996; Kao et al., 2004; Dzombak, 2006). On the other hand, the H_2S gas can be utilized by sulfide degrading bacteria, *Acinetobacter* sp. MU1_03 and *Alcaligenes faecalis* MU2_03. The by-product of this reaction might be sulfate (SO_4^{2-}) which is a stable form of hydrogen sulfide oxidation reaction and show a higher concentration during the increasing loading rate. After this operation, the cyanide and sulfide degrading bacteria slightly decreased from 5.80 × 10^7 CFU/ml to 2.90 × 10^7 CFU/ml and 2.32 × 10^8 CFU/ml to 1.70 × 10^8 CFU/ml, respectively. However, these bacteria still exhibited very high efficiency when the optimum condition reached at 15 ppmv and 0.16 m of height with empty bed retention time (EBRT) of 132 sec which did suitable operation for this system.

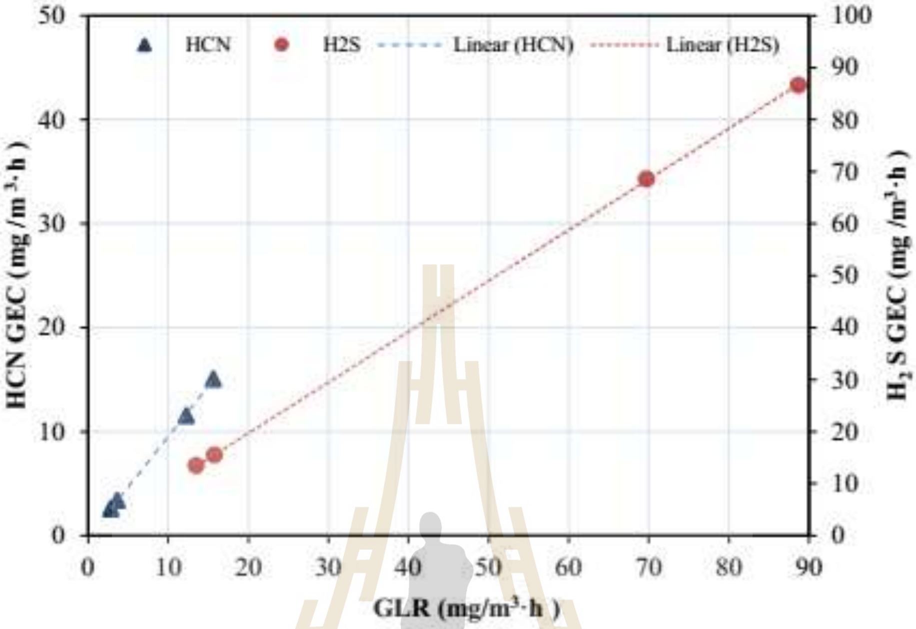


Figure 2. The relationship between HCN and H_2S gases loading rate and elimination capacity in each packing media height.

Table 2. Removal efficiency and oxidizing compounds of HCN removal in short term experiment.

Packing media height (m)	HCN inlet (ppmv)	HCN outlet (ppmv)	RE (%)	NH_3 (mg/L)	NO_2^- (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	Residual CN^- (mg/L)
0.16	5	0.10	98.00	2.20± 0.4	0.1±0.03	3.60±0.50	2.20±2.20
	15	0.10	99.33	3.30±0.38	0.18±0.02	5.40±0.30	6.60±0.20
0.24	5	N.D.**	≥99.99	2.05±0.09	0.16±0.02	4.00±0.23	5.13±2.43
	15	0.10	99.33	2.28±0.13	0.09±0.02	5.00±0.20	8.00±2.56

*The values are shown in mean±S.D. and average in 1-3 h.

** N.D. indicates that the compound was not detected (at detection limit 0.01)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Table 3. Removal efficiency and oxidizing compounds of H_2S removal in short term experiment.

Packing media height (m)	H_2S inlet (ppmv)	H_2S outlet (ppmv)	RE (%)*	SO_4^{2-} (mg/ L)
0.16	5	0.20	96.00	26.40±2.45
	15	0.20	98 .44	29.60±0.36
0.24	5	N.D.**	≥99.99	17.90±4.34
	15	0.16	98.88	23.40±0.48

*The values are shown in mean±S.D. and average in 1-3 h.

** N.D. indicates that the compound was not detected (at detection limit 0.01)

Table 4. Mass balances in dual fixed-film bioscrubber for short term operations.

gas	Gas concentration (ppmv)	Packing media height (m)	Mass-in ($mg/m^3 \cdot h$)	Mass-out ($mg/m^3 \cdot h$)	Accumulated - mass ($mg/m^3 \cdot h$)
HCN	5	0.16	21.66	0.4	21.26
		0.24	16.98	0.4	16.58
	15	0.16	93.60	6.91	86.69
		0.24	73.44	5.31	68.13
H_2S	5	0.16	31.60	12.10	19.50
		0.24	27.02	5.60	21.42
	15	0.16	177.40	14.20	163.20
		0.24	139.46	8.50	130.96

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.1.1 Mass balances of gas concentration 5 ppmv

The degradation processes in dual fixed-film bioscrubber divided into two substrates that was hydrogen cyanide and hydrogen sulfide column, so the mass balance calculations were determined according to individual column. The mass balance of hydrogen cyanide followed equation 5 and 6 whereas hydrogen sulfide followed equation 7 and 8 depending on substrate or mass-in and by-product or mass-out (table 4). At packing media height 0.16 m, HCN mass-in was 21.66 $mg/m^3 \cdot h$ and

mass-out 0.4 mg/m^3•h that was approximately 2 % of total mass while H_2S mass-in was 31.60 mg/m^3•h and mass-out 12.10 mg/m^3•h that was approximately 38%. When the packing media height was increased to 0.24 m, the gas loading rate of each gas decreased to 16.98 and 27.02 mg/m^3•h of HCN and H_2S gas, respectively. This caused the mass-out of each column slightly decreased, especially for hydrogen sulfide column. Furthermore, some mass might be accumulated in the system and evaluated in term of accumulated-mass (Gao et al., 2012). Therefore, the accumulated-mass were determined and found that the accumulated-mass in HCN column was approximately 97-98% whereas the accumulated-mass in H_2S column was approximately 62-77%. In addition, the numbers of attached cells in biofilm were in the trend of increasing from 2.16× 10^8 CFU/ml to 2.90 × 10^8 CFU/ml. It means that the cyanide and sulfide degrading bacteria accumulated and utilized these compounds for their growth.

3.1.2 Mass balances of gas concentration 15 ppmv

At 15 ppmv, the increasing of gas loading rate revealed the mass-in, mass-out, and accumulated-mass were higher than that of 5 ppmv (table 4). In addition, the mass-out was in the trend of increasing, it means that the mass-out was depended on the gas loading rate. For example, the HCN mass-out at 0.16 m of packing height (loading rate 15.60 mg/m^3•h) was 6.91 mg/m^3•h higher than that of packing height 0.24 m (loading rate 12.24 mg/m^3•h). These results indicated that the mass was accumulated increasingly in the system. It might be due to the increasing of absorption rate of substrate and by-product in dual fixed-film bioscrubber system. However, this accumulation also related with the number of cells which found that the total cells of these bacteria slightly decreased from 2.45 × 10^8 CFU/ml to 2.00 × 10^8 CFU/ ml during the increasing of loading rate. Therefore, when the gas concentration was increased from 5 ppmv to 15 ppmv, the substrate and oxidation reaction rate also increased which affected the concentrations of accumulated-mass and by-product from the oxidation processes (Armeen et al., 2008).

3.2 Long term operation and mass balances of dual fixed-film bioscrubber

This experiment was studied the optimum condition of gas concentration at 15 ppmv, packing media height at 0.16 m on 72 h of operation time. The mass-in of HCN and H_2S were 93.60 mg/m^3•h and 177.40 mg/m^3•h. The mass-out of HCN and H_2S increased within 24 h but it was slightly decreasing after that time (Table 5). The average of HCN mass-out was 7.30 mg/m^3•h while the H_2S mass-out was 14.80 mg/m^3•h. In addition, the hydrogen cyanide elimination capacity slightly decreased from 15.45 to 15.21 mg/m^3•h whereas the elimination capacity of hydrogen sulfide decreased from 88.32 to 84.70 mg/m^3•h. Therefore, these results affected the mass-out in all operations. On the other hand, the accumulation of mass was approximately 86.30 and 162.60 mg/m^3•h of hydrogen cyanide and hydrogen sulfide column, respectively. The compounds from degradation processes might be accumulated into the cell of bacteria. The hydrogen cyanide (HCN) was the best sources of carbon (C), hydrogen (H), and nitrogen (N). These are the major elements which serve either a structural or functional role in the bacterial cells (Singleton, 2004; Zimmo et al.,

2004). Carbon is the main constituent of cellular material that is 50% of dry weight, hydrogen is the main constituent of organic compounds and cell water that is 8% of dry weight, and nitrogen is the constituent of amino acids, nucleic acids, nucleotides, and coenzymes that is 14% of dry weight (Alberts et al., 2002). Furthermore, if the bacteria is an aerobic microbe, oxygen will be the most importance for the degradation process because oxygen is an electron acceptor in aerobic respiration and it is 20% of dry weight of cell. The oxygen might be found in the form of water in bioscrubber system. For hydrogen sulfide (H_2S), in addition to hydrogen, sulfur is also the major element of cell. Sulfur is constituent of cysteine, methionine, glulathione, and several coenzymes that are approximately 1% of dry weight. Therefore, these elements could be utilized and accumulated in the bacterial cells. The number and weight of cyanide and sulfide degrading bacteria are shown in Fig. 3. The cyanide degrading bacteria, *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, was approximately 10^7 CFU/ml until the end of operation whereas the sulfide degrading bacteria, *Acinetobacter* sp. MU1_03 and *Alcaligenes faecalis* MU2_03, was in the trend of decreasing from 10^8 to 10^7 CFU/ml (Fig. 3). In addition, the removal efficiency of hydrogen cyanide (99.06%) was higher than that of hydrogen sulfide (98.66%). This might be due to the HCN serve as a sole source of carbon for the cell growth whereas H_2S reach only sulfur and hydrogen for the cell.

Table 5. Mass balances in long-term operation

Gas	Mass	6 h	24 h	36 h	72 h	Average (mg/ m^3•h)
HCN	Mass-out (mg/ m^3•h)	6.27	8.01	7.20	7.58	7.30
	Accumulated-mass (mg/ m^3•h)	87.33	85.59	86.4	86.02	86.30
H_2S	Mass-out (mg/ m^3•h)	14.55	16.85	15.14	12.74	14.80
	Accumulated-mass (mg/ m^3•h)	162.85	160.55	162.26	164.66	162.60

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

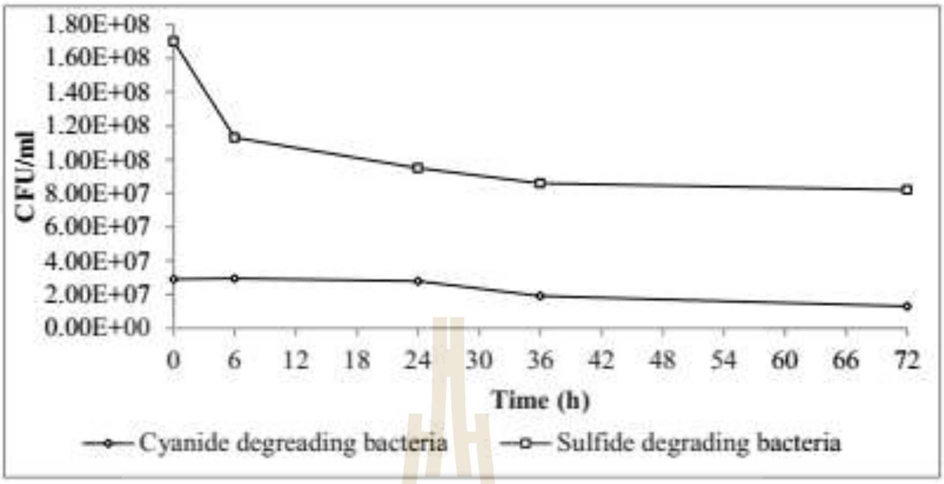


Figure 3. The number of bacteria cells in long term operation.

4. Conclusions

In this study the suitable condition was gases concentration 15 ppmv, packing media height 0.16 m, gases loading for HCN and H_2S gas were 15.60 and 88.70 $mg/m^3 \cdot h$ respectively. The removal of HCN and H_2S gases by dual fixed-film bioscrubber achieved to 98% in short term system operation while in long term was exhibited more than 96%. In order to evaluate the biodegradation system performance, the mass balances should be applied not only mass-in and mass-out calculations but also the accumulated mass in the system. The degrading bacteria could utilize the toxic gases in oxidation form in nitrate, nitrite, ammonia and sulfate, it cause of height concentration of accumulated mass more than 70% in each experiment.

Acknowledgement

This project was supported and funded by Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand.

References

Alberts, B., Johnson, A., Lewis, J., Raff, M., Roberts, k., Walter, P. Molecular Biology of the Cell, 4th edition New York: Garland Science; 2002; ISBN-10: 0-8153-3218-1 ISBN-10: 0-8153-4072-9.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed. APHA, AWWA, WPCF, Washington, DC, USA. 1995; 535-.61.

Armeen, A, Feddes, J.J.R, Leonard J.J. Coleman, R. N. Biofilter to Treat Swine Facility Air: Part 1. Nitrogen Mass Balance. Canadian Biosystem Engineering 2008;50:6.21-6.28.

Dash, R., Gaur, A., Balomajumder, C. Cyanide in Industrial Wastewaters and Its Removal: A Review on Biotreatment. Journal of Hazardous Material. 2009 163:1-11.

Dzombak, D., Rajat, S., George, M., Wong, C. Cyanide In Water and Soil Chemistry, Risk and Management. Boca Raton USA. CRC Press. 2006; 1: 25-37.

Ebb. Biological Degradation of Cyanide Compound. Current Opinion in Biotechnology 2004; 15: 231- 236.

Gao P, Ding Y, Li H, Xagoraraki I. Occurrence of Pharmaceutical in a Municipal Wastewater Treatment Plant: Mass Balance and Removal Process. Chemosphere 2012; 17-24

Kennes, C. ,Thalasso, F. Waste Gas Biotreatment Technology. Chem Technology and Biotechnology 1998;72: 303-319.

Kennes, C., Rene, E.R., Veiga, M.C. Bioprocesses for Air Pollution Control. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 2009; 84: 1419-1436.

Mudliar, S., Giri, B., Padoley, K., Satpute, D., Dixit, R., Bhatt, P., Pandey, R., Juwarka A., Vaidya A. Bioreactors for treatment of VOCs and Odours-A Review. 2010; 91: 1039-1054.

National Research Council. Acute exposure guideline levels for selected airborne chemicals. Volume 2. Washington, D.C.: The National Academies press. 2002; 211-259.

Potivichayanon, S. and Kitleartpornpairoat, R. Biodegradation of Cyanide by a Novel Cyanide- Degradation Bacterium. World Academy of Science, Engineering and Technology 2010; 4(6): 1093-1096.

Potivichayanon, S., Pokethitiyook, P. and Kruatrachue, M. Hydrogen Sulfide Removal by a Novel Fixed-Film Bioscrubber System. Process Biochemistry 2006; 41(3):708-715.

Rattanapan, C., Boonsawang, P. and Kantachote, D. Removal of H_2S in Down-flow GAC Biofiltration Using Sulfide Oxidizing Bacteria from Concentrated Latex Wastewater. Bioresource Technology 2009; 100(1): 125-130.

Rene, E.R., Lopez, M.E., Veiga, M.C. and Kennes, C. Steady- and Transient-State Operation of a Two- Stage Bioreactor for the Treatment of a gaseous mixture of hydrogen sulphide, methanol and α-pinene. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 2010; 85(3): 336-348.

Sercu, B., Nunez, D., Langenhove, H. V., Aroca, G. ,Veratrate, W. Operational and Microbiological Aspects of a Bioagument Two-Satage Biotricking Filter Removal Hydrogen Sulfide a Dimethyl Sulfide. Wiley InterScince, Inc. 2005;10: 259-269.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ประวัติผู้เขียน

นางสาวมุจรินทร์ บุญเสริฐ เกิดเมื่อวันที่ 29 กันยายน พ.ศ. 2531 ที่จังหวัดอุดรธานี เริ่มศึกษาชั้นประถมศึกษาที่โรงเรียนอนุบาลอุดรธานี ชั้นมัธยมศึกษาที่โรงเรียนสตรีราชินูทิศและสำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิทยาศาสตร์บัณฑิต (อนามัยสิ่งแวดล้อม) สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา เมื่อปีการศึกษา 2554และปีการศึกษา 2554 ได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาวิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต (มลพิษสิ่งแวดล้อมและความปลอดภัย) ณ สถาบันการศึกษาเดิม และขณะศึกษาได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี เพื่อทำวิจัยเรื่อง "การกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์แบบคู่" ระหว่างศึกษาระดับปริญญาโท มีผลงานตีพิมพ์เผยแพร่ โดยมีรายละเอียดตามภาคผนวก