

วารสารปริทรรศน์

2.1 กล่าววน้ำ

เป็นที่ทราบกันอยู่แล้วว่าน้ำเสีย โดยเฉพาะน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูง ได้ก่อปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อมเป็นอันมาก น้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงนี้ส่วนใหญ่ เป็นน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม เช่น โรงงานผลิตสุรา โรงงานผลิตอาหารกระป๋อง โรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง เป็นต้น นอกจากนี้ น้ำเสียจากคอกปศุสัตว์และโรงงานฆ่าสัตว์ ก็ก่อปัญหาดังกล่าวเช่นกัน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องกำจัดหรือบำบัดน้ำเสียประเภทนี้ วิธีบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้มากที่สุดเป็นแบบชีวภาพ โดยขั้นตอนแรกควรเป็นแบบย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (anaerobic process) แล้วบำบัดต่อโดยวิธีย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนอิสระ (aerobic process) หรืออาจใช้วิธีการอื่นๆที่เหมาะสมกว่า เช่น น้ำบำบัดนุ้ยหมัก เป็นต้น ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงโดยวิธีชีวภาพนี้ ขั้นตอนแรกควรเป็นแบบย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน เนื่องจากค่าใช้จ่ายสำหรับระบบนี้จะต่ำกว่าแบบใช้ออกซิเจนมาก กล่าวคือไม่ต้องมีส่วนเติมออกซิเจนและระบบไม่ต้องการพื้นที่มากนัก นอกจากนั้นยังให้ก๊าซชีวภาพ (biogas) ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นสารพลังงานในการผลิตพลังงานสำหรับกระบวนการผลิตอีกด้วย

2.2 ทฤษฎีพื้นฐานระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนอิสระ

2.2.1 ปฏิกิริยาชีวเคมีของระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนอิสระ

ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระบบหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอิสระที่สำคัญได้แก่ การ

ย่อยสลายสารอินทรีย์ การรีดักชันของสารซัลเฟต (sulphate) ไปเป็นก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และการย่อยสลายไนเตรท (nitrate) โดยมีรายละเอียดดังนี้ (สุเมธ ชวเดช, 2529)

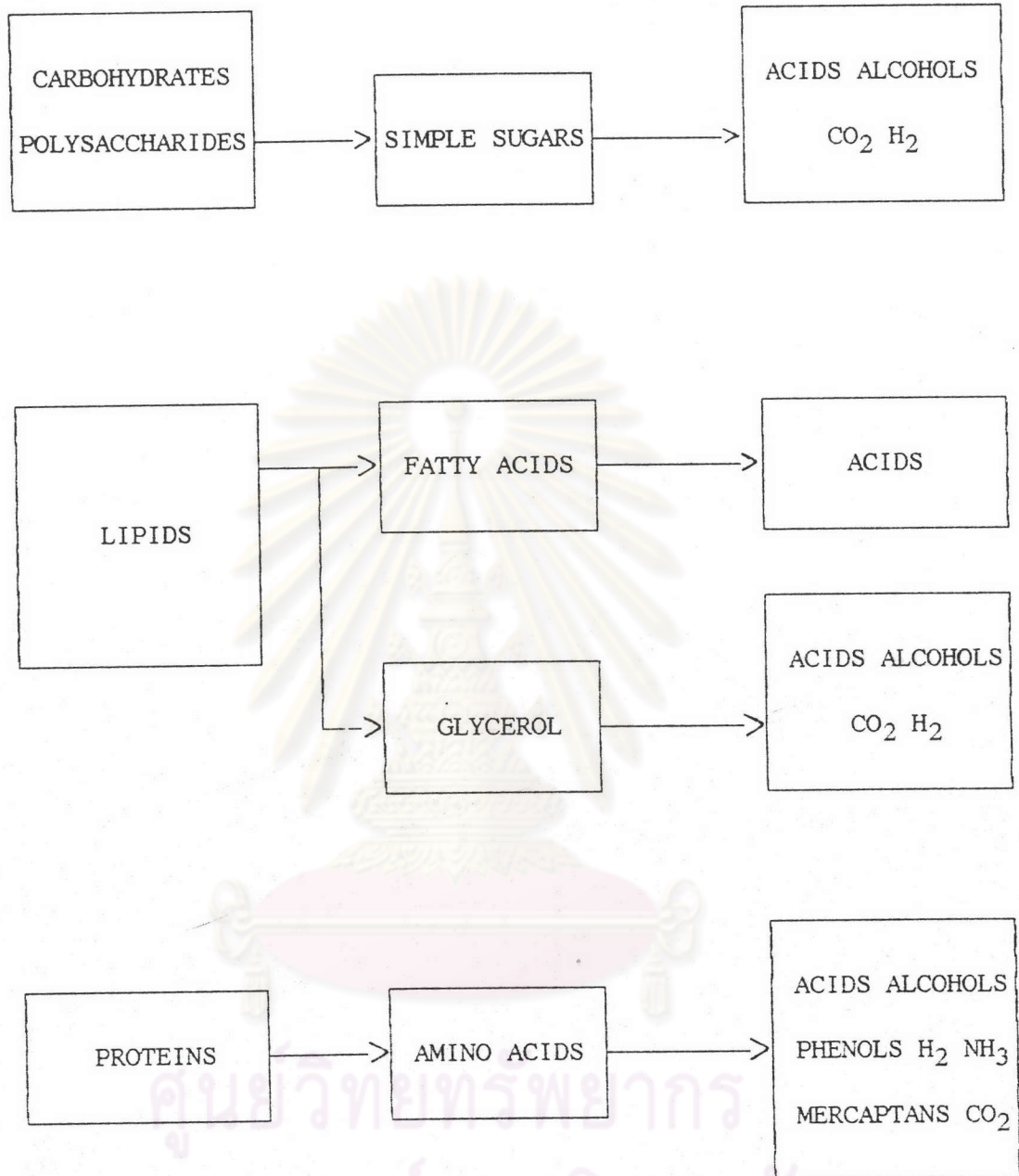
2.2.1.1 ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ ปฏิกิริยาชีวเคมีในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์สามารถแบ่งเป็น 3 ขั้นตอนคือ

2.2.1.1.1 ไฮโดรไลซิส (hydrolysis) ในขั้นแรกนี้สารอินทรีย์ต่างๆที่มีโมเลกุลใหญ่ ไม่สามารถละลายน้ำได้ เช่น คาร์โบไฮเดรต ไขมันและโปรตีนต่างๆ จะถูกย่อยแตกตัวเป็นโมเลกุลเล็กๆและสามารถละลายน้ำได้ (รูปที่ 2.1) โดยน้ำย่อยที่ปล่อยออกจากแบคทีเรีย (external enzyme) สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็กและละลายน้ำได้เหล่านี้จะถูกแบคทีเรียนำไปเป็นอาหาร โดยวิธีซึมผ่านผิวเซลล์ของแบคทีเรีย

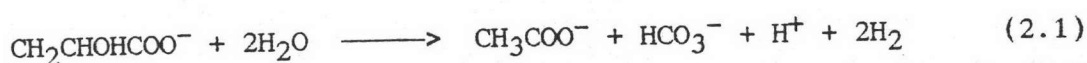
2.2.1.1.2 อะซิโดเจเนซิส (acidogenesis) สารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปสารละลายจะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรีย เพื่อใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่และอีกส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้เป็นพลังงาน ในช่วงนี้เองสารอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นกรดอินทรีย์และสารอื่นๆ โดยแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรด (acid former) กรดที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่เป็นกรดน้ำส้ม (acetic acid) รูปที่ 2.1 แสดงขั้นตอน ไฮโดรไลซิสและอะซิโดเจเนซิส

แบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรดนี้เป็นประเภท facultative bacteria กล่าวคือสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งที่มีและไม่มีออกซิเจน ดังนั้นแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรดจึงมีความทนทานต่อสภาพแวดล้อมต่างๆได้ดี นอกจากนี้แบคทีเรียกลุ่มนี้ยังมีอัตราการเจริญเติบโตสูงโดยเฉลี่ยสามารถเพิ่มจำนวนเป็น 2 เท่าได้ในเวลา 14 ชั่วโมง แบคทีเรียกลุ่มนี้ได้แก่ genera Psuedomonas Flavobacterium Alcaligenes Escherichia และ Aerobacter

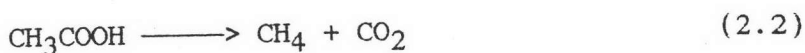
แบคทีเรียกลุ่มที่สร้างไฮโดรเจน (hydrogen-producing acetogenic bacteria) ก็มีความสำคัญในขั้นตอนนี้ เช่น Desulfovibrio desulfuricans สามารถเปลี่ยนแลคเตทไปเป็นอะซิเตท ไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ แต่ต้องอยู่ในสภาวะที่มีการใช้ไฮโดรเจน โดยแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทน (methane former หรือ methanogen) ดังสมการ 2.1



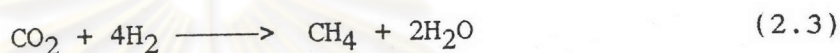
รูปที่ 2.1 การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนขั้นตอน ไฮโดรไลซิส และ อะซิโดเจเนซิส (สุเมธ ขวเดช, 2529)



2.2.1.1.3 เมทาโนเจนซิส (methanogenesis) กรดอินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะถูกแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (methane former) เปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ดังสมการ 2.2

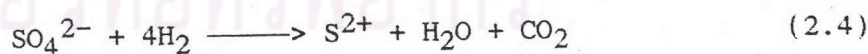


ประมาณ 72% ของก๊าซมีเทนเกิดจากการสลายตัวของกรดน้ำส้มดังแสดงไว้ในรูปที่ 2.2 นอกจากนี้ก๊าซมีเทนยังเกิดจากปฏิกิริยาชีวเคมีระหว่าง ก๊าซไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ด้วย ดังสมการ 2.3

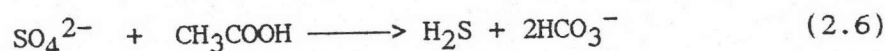
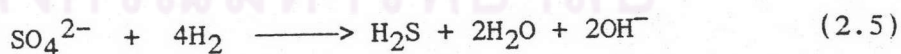


แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนนี้จัดอยู่ในพวก obligate anaerobic bacteria ซึ่งดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาพไร้ออกซิเจนเท่านั้น ดังนั้นจึงมีความทนทานต่อสภาพแวดล้อมต่ำกว่าแบคทีเรียกลุ่มแรกและมีอัตราการเจริญเติบโตช้ากว่าด้วย โดยเฉลี่ยต้องใช้เวลาประมาณ 3-5 วันจึงสามารถเพิ่มจำนวนเป็น 2 เท่าได้ แบคทีเรียกลุ่มนี้ส่วนใหญ่ได้แก่ genera Methanococcus, Methanobacterium และ Methanosarcina

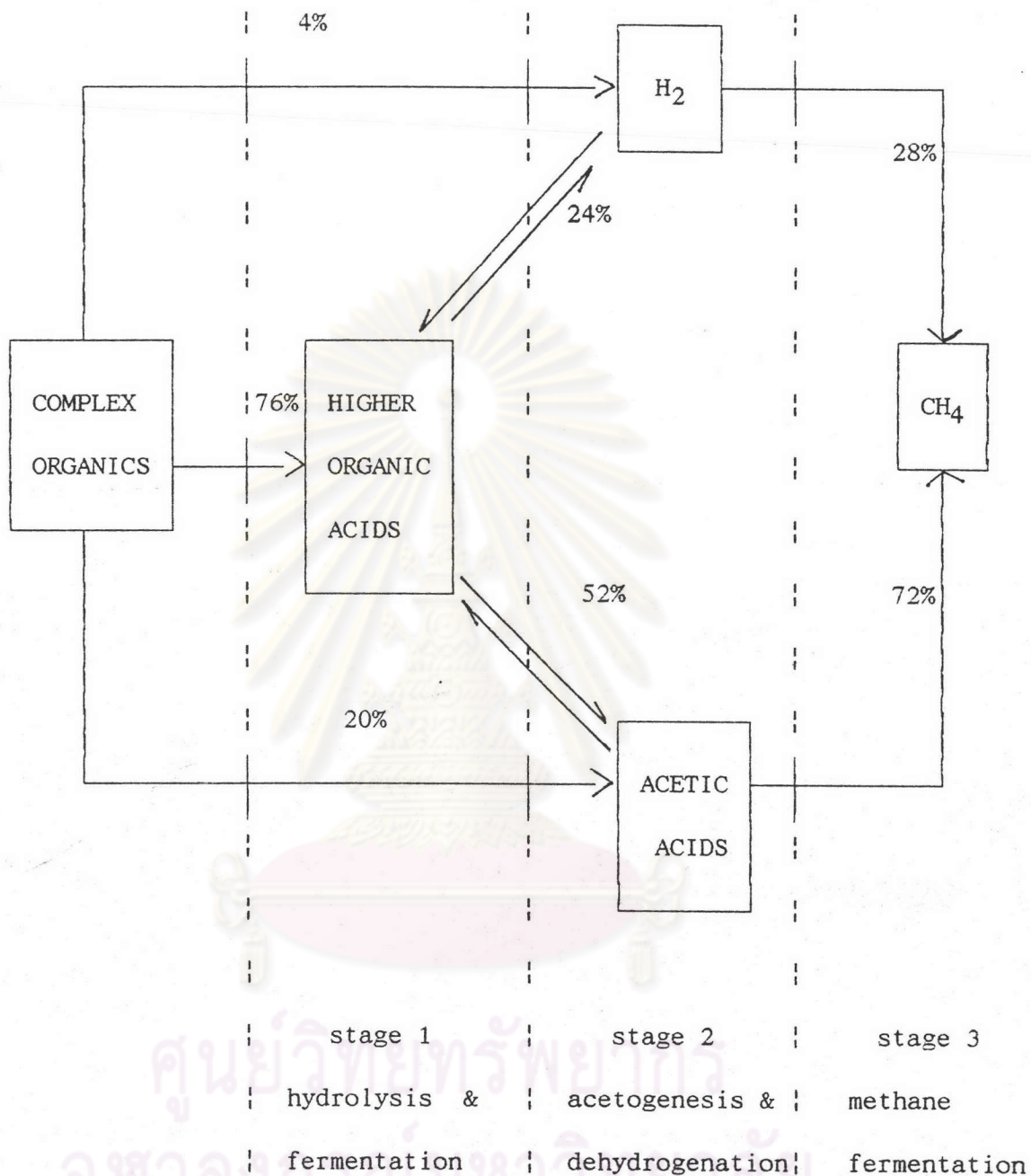
2.2.1.2 ปฏิกิริยารีดักชันของสารซัลเฟต (sulphate reduction) ในสภาพไร้ออกซิเจน ซัลเฟตในน้ำเสียนั้นสามารถถูกนำไปใช้เป็นแหล่งให้ออกซิเจน โดยแบคทีเรียกลุ่มหนึ่งเรียกว่า Sulphate Reducing Bacteria หรือ SRB โดยได้พลังงานจากปฏิกิริยาเคมีระหว่างซัลเฟตกับสารอินทรีย์ดังสมการ 2.4



ตัวอย่างเช่นแบคทีเรียกลุ่ม Desulfovibrio ได้พลังงานจากปฏิกิริยาดังนี้



จะเห็นว่าปฏิกิริยารีดักชันของสารซัลเฟตโดย SRB จะได้ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์หรือก๊าซไข่เน่าซึ่งมีกลิ่นเหม็นรบกวน ก๊าซนี้มักจะเกิดในท่อระบายน้ำเสียโดยทั่วไปและในบ่อบำบัด

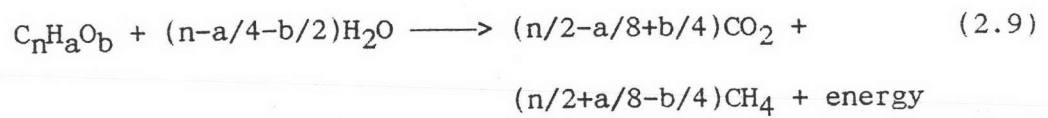


รูปที่ 2.2 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ

(Metcalf & Eddy, 1991)



จากนั้นยังประกอบด้วยก๊าซอื่นๆอีกเล็กน้อย เช่น ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ไนโตรเจน ( $N_2$ ) สมการการย่อยสลายสารอินทรีย์อาจเขียนได้ดังนี้



ในระบบการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนอิสระนี้ พลังงานที่อยู่ในการอินทรีย์ประมาณ 90% จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปก๊าซมีเทน หรือประมาณได้ว่า 1 กิโลกรัมของค่า COD ที่ถูกกำจัดจะให้ก๊าซมีเทน 0.31-0.44 ม.<sup>3</sup> ไรด์เปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพประมาณ 60-75% ปริมาณความร้อนที่ได้จากก๊าซมีเทน 1 ม.<sup>3</sup> จะเทียบเท่าน้ำมันเตา 0.8 ลิตร ตัวอย่างเช่นน้ำกากส่าที่ได้จากการกลั่นแอลกอฮอล์ซึ่งมีค่า COD สูงถึง 100,000 มก./ล. เมื่อผ่านระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนจะให้ก๊าซชีวภาพ 0.25-30 ม.<sup>3</sup>/ม.<sup>3</sup>น้ำกากส่า

### 2.2.3 สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนอิสระ

สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนนี้ ได้แก่ pH อุณหภูมิ ปริมาณกรดอินทรีย์ (VFA) alkalinity ธาตุอาหารเสริมสร้าง สารพิษ (toxic) วิธีการเติมน้ำเสียเข้าระบบและการกวนผสม ดังนั้นในการควบคุมระบบให้มีประสิทธิภาพสูงสุดจึงจำเป็นต้องเข้าใจองค์ประกอบที่เกี่ยวข้องต่างๆเหล่านี้

2.2.3.1 อุณหภูมิ อุณหภูมิมีอิทธิพลต่อแบคทีเรียเป็นอันมากในการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน สมการทั่วไปของ Arrhenius แสดงให้เห็นถึงผลของอุณหภูมิต่อความเร็วของปฏิกิริยาดังนี้

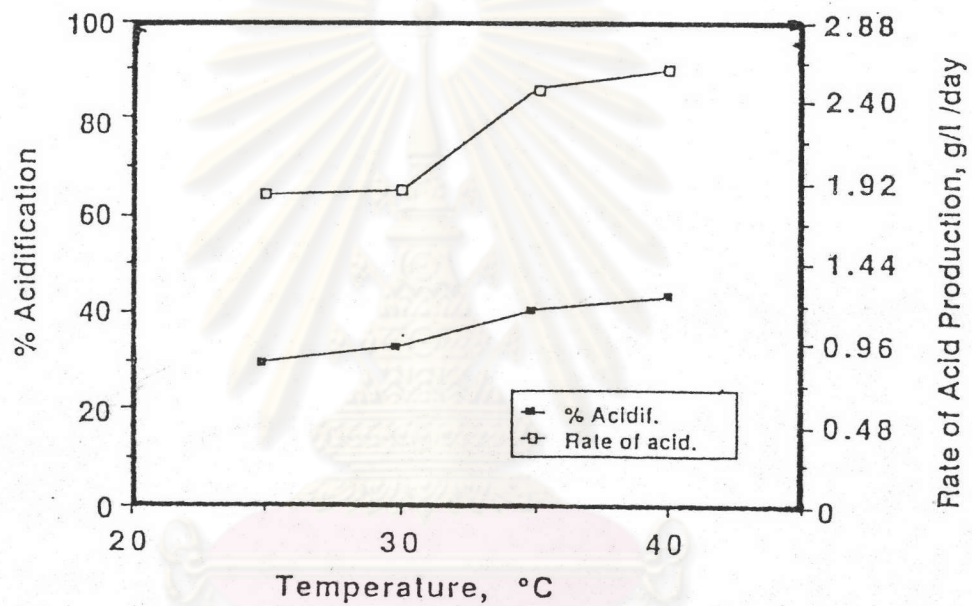
$$\ln k = \ln k_0 - \frac{E}{R'T} \quad (2.10)$$

โดย  $k$  = reaction velocity  
 $k_0$  = frequency factor  
 $E$  = activation energy (cal/mol)

$R'$  = gas constant (1.987 cal/mol/K)

$T$  = absolute temperature (K)

ผลการทดลองของ John N. Lester และคณะ (1987) แสดงให้เห็นผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา acidification ซึ่งจะเห็นว่าที่อุณหภูมิ 40°ซ. เกิด acidification มากกว่าที่ 30°ซ. (รูปที่ 2.3)



รูปที่ 2.3 ผลของอุณหภูมิที่มีต่อปฏิกิริยาการเกิดกรด (acidification)

(John N. Lester, 1987)

Gaudy A.F. (1975) ได้แสดงผลการทดลองเปรียบเทียบอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนอิสระ ที่อุณหภูมิ 37°ซ. และ 65°ซ. (ตารางที่ 2.1) จะเห็นว่าที่อุณหภูมิ 65°ซ. มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงกว่าที่ 35°ซ.



ตารางที่ 2.1 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนอิสระ<sup>a</sup> ที่อุณหภูมิเมโสฟิลิกและเทอร์โมฟิลิก (37°ซ.และ 65°ซ.) HRT 30 วัน (Gaudy A.F., 1975)

อุณหภูมิ (°ซ.)	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (ฟุต <sup>3</sup> /วัน)	conversion of volatile solids to fuel gas [ $\frac{\text{ft}^3 \text{ gas}}{\text{lb. VS fed}}$ ]
37	0.36	7.5
65	0.54	11.0

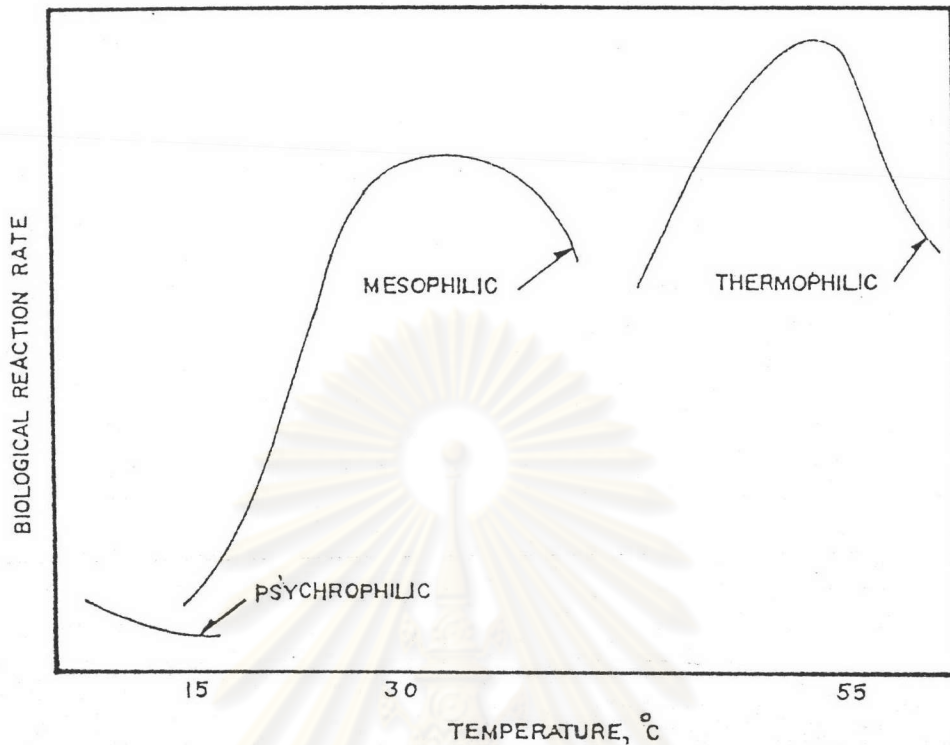
- a 2.5 wt% feed of solid and sewage sludge in a 9:1 ratio.  
 b average performance over 1 to 2 months operation of a digester at steady state.

ในระบบย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนพบว่ามีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม 3 ช่วง ดังแสดงในรูปที่ 2.4 ช่วงอุณหภูมิที่สำคัญได้แก่

psychrophilic range ( 5°-15° C.)

mesophilic range (35°-37° C.)

thermophilic range (50°-55° C.)



รูปที่ 2.4 อิทธิพลอุณหภูมิต่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ ในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ  
(Eckenfelder, 1979)

แต่ละช่วงอุณหภูมินี้จะมีกลุ่มแบคทีเรียที่แตกต่างกัน โดยเฉพาะช่วงอุณหภูมิสูงจะเป็นเทอร์โมฟิลิกแบคทีเรียซึ่งคุ้นเคยที่อุณหภูมิสูง โดยทั่วไปการควบคุมอุณหภูมิในถังหมักมักนิยมควบคุมในช่วงเมโสฟิลิกมากกว่าอีก 2 ช่วงอุณหภูมิ เนื่องจากช่วงเมโสฟิลิกมีอัตราการย่อยสลายสูงกว่าช่วงไซโครฟิลิกและไม่ต้องใช้พลังงานสูงมากเมื่อเปรียบเทียบกับควบคุมช่วงเทอร์โมฟิลิก เหตุผลอีกประการหนึ่งคือเทอร์โมฟิลิกแบคทีเรียนี้ไม่สามารถทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิได้ดี เมื่อเปรียบเทียบกับแบคทีเรียในช่วงอุณหภูมิต่ำ แต่อย่างไรก็ตามในระยะหลังได้มีการศึกษาวิจัยที่จะควบคุมระบบหมักที่อุณหภูมิสูงในช่วงเทอร์โมฟิลิก โดยติดตั้งอุปกรณ์ควบคุมอุณหภูมิเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของระบบให้สูงขึ้น ดังนั้นในอนาคตคงจะมีการนำระบบหมักที่

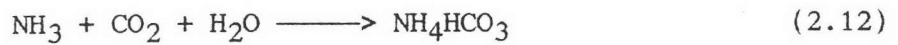
อุณหภูมิสูงมาใช้ประโยชน์มากขึ้น

2.2.3.2 ความเป็นกรดต่าง (pH) มีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างมาก โดยแบคทีเรียทั้งในภาวะมีและไม่มีออกซิเจนอิสระก็เป็นเช่นเดียวกับสิ่งมีชีวิตอื่นกล่าวคือจะเจริญเติบโตได้ดีในสภาพเป็นกรดหรือต่าง ช่วง pH เป็นกลาง (6.5-7.8) เป็นช่วงที่มีความเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ถ้าค่า pH ในน้ำเสียในระบบหมักมีค่าต่ำกว่า 6.5 ประสิทธิภาพการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเซนจะต่ำลง แต่ถ้าค่า pH นี้ต่ำถึง 5.0 ก็จะมีอันตรายอย่างรุนแรงต่อแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเซน ส่วนแบคทีเรียพวกสร้างกรดมีความสามารถทนต่อสภาพเป็นกรดได้ต่ำถึง 4.5 โดยไม่เป็นอันตราย ทั้งนี้เนื่องจากแบคทีเรียกลุ่มนี้ย่อยสลายสารอินทรีย์ แล้วจับถ่ายของเสียเป็นพวกกรดอินทรีย์ จึงทำให้แบคทีเรียกลุ่มนี้มีความทนต่อสภาพเป็นกรดได้ดีกว่าแบคทีเรียโดยทั่วไป ค่า pH ในถังหมักมีความสัมพันธ์กับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้น alkalinity และความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ในถังหมัก ซึ่งสองประการหลังจะได้กล่าวต่อไป ส่วนความสัมพันธ์ระหว่าง pH สภาพความเป็นต่างคาร์บอเนตและปริมาณร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นไปตามสมการที่ 2.11 ซึ่งเป็นผลงานวิจัยของ Sanders และ Bloodgood (1965)

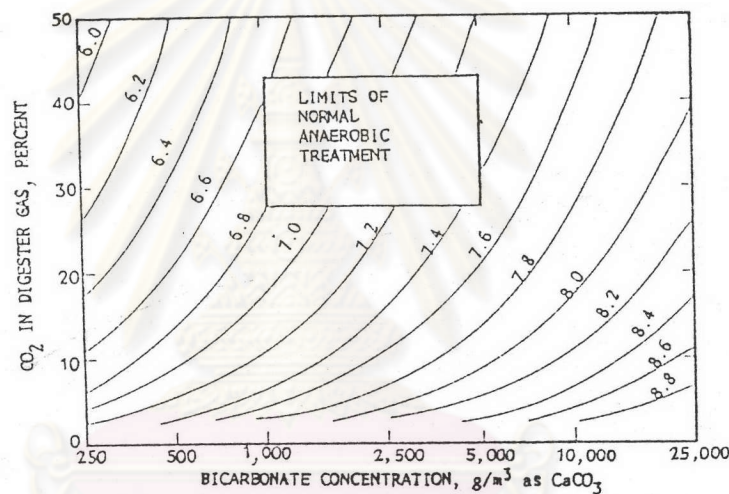
$$\text{pH} = 5.14 - \log (\% \text{CO}_2) + \log (\text{HCO}_3^-) \quad (2.11)$$

2.2.3.3 alkalinity คือความสามารถของน้ำในการรับอนุภาคโปรตอน (proton) alkalinity วัดเป็น มก./ล. ในรูปของ  $\text{CaCO}_3$  alkalinity ในน้ำส่วนใหญ่มาจากไบคาร์บอเนต คาร์บอเนตและไฮดรอกไซด์ จำนวนอนุโมลเหล่านี้จะมากหรือน้อยขึ้นกับ pH ดังนั้น alkalinity ในระบบหมักเป็นตัวเลขที่บ่งชี้ถึงเสถียรภาพของระบบ ถ้าระบบมี alkalinity สูงย่อมแสดงว่าระบบหมักมีเสถียรภาพ (buffer capacity) สูง นั่นคือระบบสามารถรักษา pH ให้คงตัวอยู่ได้นานต่อการเพิ่มของปริมาณกรดใดๆ แต่ในทางตรงกันข้าม ถ้าระบบมี alkalinity ต่ำก็จะแสดงว่ามีการสะสมของกรดอินทรีย์ในปริมาณค่อนข้างสูงในระบบแล้ว จำเป็นต้องเพิ่มความระมัดระวังในการควบคุมการทำงานของระบบหมัก เพราะมีความเสี่ยงที่จะเป็นกรดได้ง่าย ถ้า alkalinity สูงกว่านี้ก็จะก่ออันตราย

ต่อแบคทีเรียได้ ในระบบหมักที่ทำงานสมบูรณ์ alkalinity เพิ่มขึ้นเนื่องจากสาร ammonium bicarbonate ซึ่งเกิดจากการรวมตัวระหว่างแอมโมเนียที่เกิดจากการย่อยสลายโปรตีนกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่แบคทีเรียขับออกมาดังสมการ 2.12



McCarty (1964) เสนอว่าค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (bicarbonate alkalinity) ควรอยู่ในช่วง 2,500–5,000 ก./ม.<sup>3</sup> เพื่อให้ระบบมีเสถียรภาพ (buffer capacity) เพียงพอ นอกจากนี้ยังได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง pH และปริมาณไบคาร์บอเนตที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังแสดงรูปที่ 2.5 โดยจะเห็นว่าค่าความ



รูปที่ 2.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง pH และความเข้มข้นของไบคาร์บอเนตที่อุณหภูมิ 35° ซ.

(McCarty, 1964)

เป็นด่างในรูป CaCO<sub>3</sub> ในระบบไม่ควรต่ำกว่า 1,000 ก./ม.<sup>3</sup> เพื่อป้องกันไม่ให้อัตรา pH ลดต่ำลงจนเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบได้

Kirsch และ Sykes (1971) กล่าวว่า NaHCO<sub>3</sub> เป็นสารเคมีที่ใช้ในการควบคุม pH ได้ดีเพราะสามารถละลายน้ำได้ดีและให้ความเป็นด่างไบคาร์บอเนตแก่ระบบโดยตรงแต่อาจมีราคาแพงเมื่อเทียบกับสารเคมีตัวอื่น

Lettinga และคณะ (1980) ได้ศึกษาการใช้  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  เป็นบัฟเฟอร์แทน  $\text{NaHCO}_3$  โดยอ้างถึงปฏิกิริยาแบบยูเอเอสบี เพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงงานที่ชำมะ เจือเทศเป็นวัตถุประสงค์ ปรากฏว่า  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  สามารถเป็นบัฟเฟอร์ได้ดีและยังทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้ดีขึ้น ซึ่งเป็นการกักตะกอนจุลินทรีย์ให้อยู่ในถังปฏิกิริยาได้นานขึ้น นอกจากนี้ยังทำให้ระบบมีความสามารถในการรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นอีกด้วย

2.2.3.4 กรดอินทรีย์ระเหย (Volatile Fatty Acids) ดังที่ได้กล่าวมาแล้วว่ากระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระนั้นมีแบคทีเรีย 2 กลุ่ม ซึ่งอาจอาศัยอยู่ร่วมกันหรือแยกกันก็ได้ โดยกลุ่มแรกจะย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วปล่อยกรดอินทรีย์ระเหย (VFA) เป็นของเสีย แล้วแบคทีเรียกลุ่มที่สองจะใช้กรดอินทรีย์ระเหยเหล่านี้เป็นอาหาร โดยให้ก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ออกมา ดังนั้นจะเห็นว่าในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์นี้จะมีกรดอินทรีย์เป็น intermediate products กรดอินทรีย์นี้อาจสะสมได้ในกรณีที่ระบบไม่อยู่ในสมดุลคือมีการสร้างกรดอินทรีย์ระเหยมากกว่าการใช้กรดอินทรีย์ระเหย ถ้ามีการสะสมกรดอินทรีย์ระเหยเกิดขึ้นในระบบ ในช่วงแรก alkalinity ของระบบจะลดลงก่อนจนกระทั่งหมด ถ้ายังมีการสะสมกรดอยู่อีกในที่สุดค่า pH จะลดลงและถ้า pH ต่ำกว่า 6.5 ก็จะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียพวกสร้างมีเทน ในกรณีที่มีการสะสมกรดอินทรีย์ระเหยสูงมากจนค่า pH ต่ำกว่า 6.5 ถ้าไม่ทำการแก้ไขในที่สุดค่า pH จะลดลงถึง 4.5-5.0 ซึ่งจะให้ระบบหมักเกิดสภาพเสียสมดุลระหว่างอะซิโอดีเจนซิสกับเมทาโรเจนิซิส ซึ่งสามารถสังเกตได้ง่ายจากกลิ่นที่เหม็นเปรี้ยวรุนแรงและเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนต่ำมาก (ปกติในสภาพหมักที่สมบูรณ์ควรมีเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนประมาณ 70%)

กรดอินทรีย์ที่ตรวจพบในระบบหมักส่วนใหญ่ได้แก่ กรดน้ำส้ม (acetic acid) butyric acid และ propionic acid โดยส่วนใหญ่จะเป็นกรดน้ำส้ม ในสภาพ pH เป็นกลางกรดเหล่านี้จะอยู่ในรูป acetate butyrate และ propionate ซึ่งความเป็นพิษต่อแบคทีเรียสร้างมีเทนจะต่ำกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับกรดที่อยู่ในรูปกรดอิสระ (free acid form) โดยทั่วไปปริมาณกรดอินทรีย์ในถังหมักไม่ควรเกิน 2,000 มก./ล. แต่อาจทน

ได้ถึง 5,000 มก./ล. ในรูปกรดน้ำส้ม (สุเมธ ขวเดช, 2529)

Buswell และ Mueller (1952) กล่าวว่าในถังหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจน VFA ต้องไม่เกิน 2,000-3,000 ก. /ม.<sup>3</sup> มิฉะนั้นจะทำให้ปริมาณก๊าซมีเทนลดลง

Krocker (1979) รายงานว่าความเข้มข้นกรดระเหยที่ไม่แตกตัว (unionized volatile acid) 30-60 ก. /ม.<sup>3</sup> จะเป็นพิษต่อระบบ แต่ที่ pH สูงขึ้นการแตกตัว (ionization) ของกรดระเหยจะเพิ่มมากขึ้น ซึ่งจะช่วยลดความเข้มข้นของกรดระเหยที่ไม่แตกตัวและลดความเป็นพิษ

2.2.3.5 ธาตุอาหารเสริมสร้าง (nutrients) ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระโดยแบคทีเรีย นั้น ธาตุที่มีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย มากได้แก่ไนโตรเจน (N) และฟอสฟอรัส (P) อัตราส่วนที่เหมาะสมในระบบหมักควรมีอัตราส่วน COD:N:P=100:2.2:0.4 หรือ BOD:N:P=100:1.1:0.2 ถ้ามีธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าอัตราส่วนที่เหมาะสมประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์และผลิตก๊าซชีวภาพจะลดต่ำลง หนึ่งถ้ามีธาตุไนโตรเจนมากเกินไปก็จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียหรือเปลี่ยนแปลงสภาพแบคทีเรียได้เช่นตะกอนแบคทีเรียลอยตัวหลุดออกจากระบบได้ (สุเมธ ขวเดช, 2530)

Sanders และ Bloodgood (1965) ได้กล่าวถึงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณธาตุไนโตรเจนกับคาร์บอนที่มีอยู่ในสารอาหารที่ป้อนเข้าสู่ถังหมักแบบไร้อากาศว่า ถ้าอัตราส่วนระหว่างปริมาณธาตุคาร์บอนต่อไนโตรเจนในสารอาหารเท่ากับ 16:1 ระบบจะทำงานอย่างมีประสิทธิภาพ แต่ถ้าอัตราส่วนนี้ต่ำกว่านี้จะทำให้เกิดแอมโมเนียเป็นจำนวนมากทำให้จุลินทรีย์ตายลง ในทางตรงกันข้ามถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าสูงกว่านี้จะทำให้ระบบขาดธาตุไนโตรเจนและระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ลดต่ำลง ตารางที่ 2.2 แสดงปริมาณธาตุไนโตรเจนและอัตราส่วนปริมาณธาตุคาร์บอนและไนโตรเจนโดยน้ำหนักที่มีอยู่ในสารอาหารชนิดต่างๆ

นอกจากธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแล้วธาตุอื่นๆที่มีความจำเป็นต่อกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้แก่ Ca Mg Mo Co และ Fe แต่แบคทีเรียต้องการในปริมาณน้อยมาก

ดังนั้นธาตุเหล่านี้โดยทั่วไปมีเพียงพอน้ำเสียอยู่แล้ว ในทางปฏิบัติจึงคำนึงถึงปริมาณธาตุ  
ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเท่านั้น ถ้าตรวจวิเคราะห์ว่ามีไม่เพียงพอก็จำเป็นต้องเติมสารทั้ง  
สองดังกล่าวให้เพียงพอ

ตารางที่ 2.2 ปริมาณร้อยละของธาตุไนโตรเจนและอัตราส่วนปริมาณธาตุคาร์บอน ไนโตรเจน  
โดยน้ำหนักที่มีอยู่ในสารอาหารชนิดต่างๆ (Meynel, 1976)

material	%N (total N)	C/N
<u>animal wastes</u>		
urine	15-18	0.8
blood	10-14	3
fish scraps	6.5-10	5.1
mixed slaughterhouse wastes	7-10	2
poultry manure	6.3	-
sheep manure	3.8	-
pig manure	3.8	-
horse manure	2.3	25
cow manure	1.7	18
farmyard manure (average)	2.15	14
<u>nightsoil</u>	5.5-6.5	6-10
<u>plant wastes</u>		
grass clippings(average mixed)	2.4	19
cut straw	1.1	48
wheat straw	0.3	128
<u>household wastes</u>		
raw garbage	2.2	25
bread	2.1	-
potato tops	1.5	25
paper	nil	-

2.2.3.6 สารพิษ (toxic substances) สารอินทรีย์และสารอนินทรีย์เกือบทุกสาร ถ้ามีปริมาณมากเกินไปในระบบหมักก็จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้และจะส่งผลกระทบต่อปริมาณกรดอินทรีย์ในระบบสูงขึ้นไป McCarty และ McKinney (1961)สรุปลักษณะความเป็นพิษไว้ดังต่อไปนี้

1. แคลซิอูมมีผลด้านพิษต่อระบบมากกว่าแอมโมเนียม
  2. ไอออนที่มีวาเลนซ์สูงจะส่งผลพิษรุนแรงกว่าไอออนที่มีวาเลนซ์ต่ำเช่น  $Ca^{2+}$   $Mg^{2+}$  จะเป็นพิษต่อระบบมากกว่า  $Na^+$   $K^+$
  3. สารที่มีน้ำหนักอะตอมสูงจะส่งผลพิษรุนแรงกว่าสารที่มีน้ำหนักอะตอมต่ำกว่า
  4. แบคทีเรียแต่ละชนิดจะทนสภาพความเป็นพิษได้ไม่เท่ากัน
  5. สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างโมเลกุลเป็นวงแหวนเบนซีน (benzene ring) ซึ่งแบคทีเรียไม่สามารถย่อยสลาย ถ้ามีมากเกินไปก็จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียด้วย
  6. แบคทีเรียสามารถปรับตัวให้สามารถทนต่อสารพิษที่เพิ่มปริมาณสูงขึ้นได้ในสภาพความเป็นจริงพบว่าในน้ำเสียมีปริมาณสารพิษปะปนอยู่ในปริมาณสูงและมีหลายชนิด แต่ปรากฏว่าน้ำเสียดังกล่าวยังสามารถถูกย่อยสลายในสภาวะไร้ออกซิเจน โดยไม่แสดงความเป็นพิษให้เห็นเด่นชัด ทั้งนี้เนื่องจากในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนอิสระนี้มีปฏิกิริยาเกิดขึ้นมากมาย เช่น การตกตะกอนสารพิษ (precipitation) การถูกทำลายเปลี่ยนแปลงไปเป็นสารรูปอื่นและการรวมตัวของไอออนต่างๆ จึงเกิดสภาพลดหรือเสริมความเป็นพิษ (antagonism and synergism) นอกจากนี้ยังขึ้นกับค่า pH ในระบบหมักอีกด้วย
- ตารางที่ 2.3 แสดงระดับความเป็นพิษของสารต่างๆต่อแบคทีเรีย สำหรับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

2.2.3.7 การเติม (feeding mode) การเติมน้ำเสียเข้าระบบหมักอาจแบ่งได้

- เป็น 3 วิธี คือ
- ก. เติมครั้งเดียว (batch feed)
  - ข. เติมกึ่งต่อเนื่อง (semi-continuous feed)
  - ค. เติมต่อเนื่อง (continuous feed)



ตารางที่ 2.3 ระดับความเข้มข้นสารพิษที่มีอันตรายต่อแบคทีเรีย  
ในระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนอิสระ (Eckenfelder, 1979)

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่ไม่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย มก./ล.
$\text{Cu}^{2+}$	1.0
$\text{Zn}^{2+}$	5.0
$\text{Cr}^{3+}$	5.0
$\text{Cr}^{3+}$	2,000
total chromium	5.0
$\text{Ni}^{2+}$	2.0
$\text{Cd}^{2+}$	0.02
$\text{S}^-$	100
$\text{SO}_4^{2-}$	500
ammonia	1,500
$\text{Na}^+$	3,500
$\text{K}^+$	2,500
$\text{Ca}^{2+}$	2,500
$\text{Mg}^{2+}$	1,000
acrylonitrile	5.0
benzene	50
$\text{CCl}_4$	10
chloroform	0.1
pentachlorophenol	0.4
cyanide	1.0

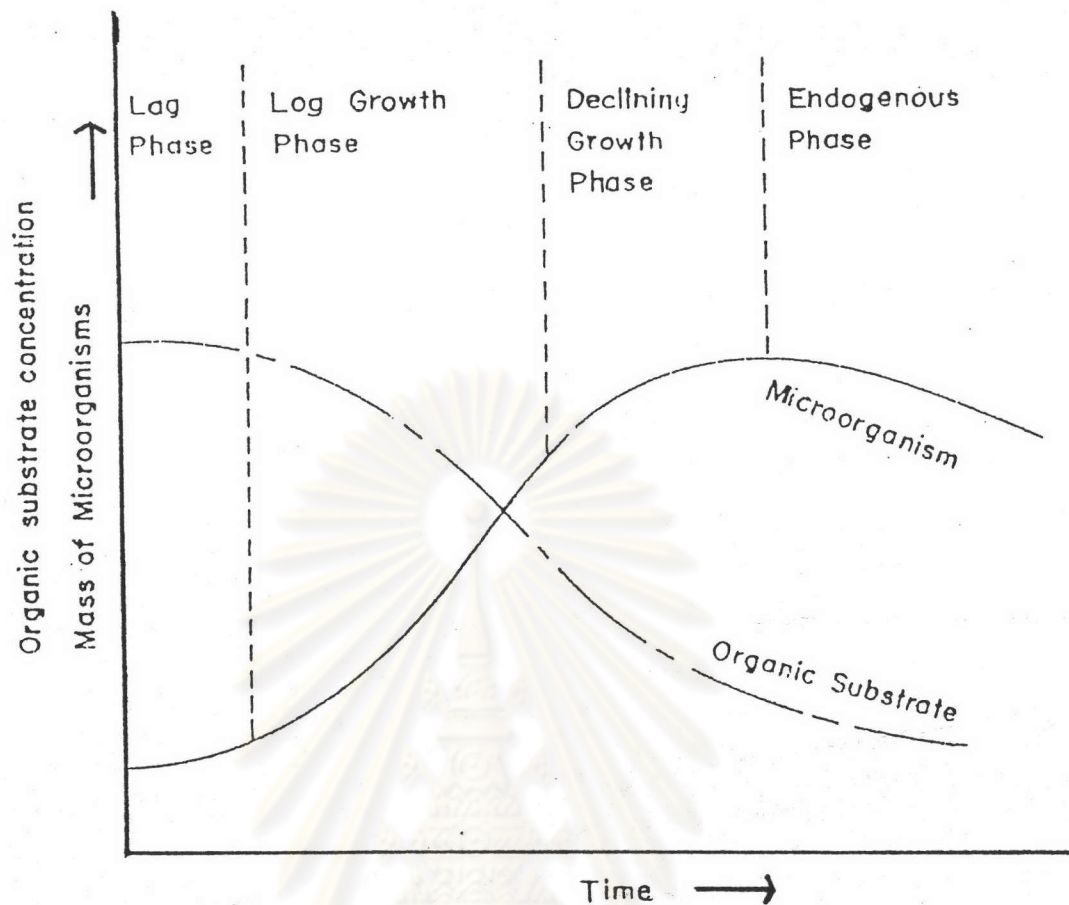
การเติมน้ำเสียเข้าระบบหมักแบบต่อเนื่องตลอดเวลาจะมีประสิทธิภาพสูงสุด เพราะสภาวะภายในถังหมักจะคงที่และไม่เปลี่ยนแปลง ส่วนวิธีการเติมน้ำเสียครั้งเดียวระบบหมักจะมีประสิทธิภาพต่ำสุด เนื่องจากสภาพต่างๆ เช่น ความเข้มข้นสารอินทรีย์จะเปลี่ยนแปลงตลอด จึงทำให้แบคทีเรียต้องปรับตัวตลอดเวลา ดังนั้นในทางปฏิบัติมักเลือกวิธีเติมแบบต่อเนื่อง แต่ในกรณีที่น้ำเสียมีเป็นช่วงๆ ก็จำเป็นต้องใช้วิธีเติมแบบกึ่งต่อเนื่องแทน

2.2.3.8 การกวนผสม (mixing) การกวนผสมน้ำในระบบหมักมีความสำคัญ ต่อประสิทธิภาพของระบบมาก เพราะจะช่วยให้แบคทีเรียมีโอกาสพบสารอาหารได้ทั่วถึง นอกจากนี้ยังเป็นการช่วยให้สภาพต่างๆ เช่น อุณหภูมิ สารอินทรีย์ ตลอดจนสารพิษกระจายทั่วกันทั้งระบบอีกด้วย การกวนผสมอาจทำได้โดยใช้เครื่องกวน ใช้เครื่องดูดก๊าซชีวภาพกลับเข้าไปในถังหมักเพื่อกวนผสมและ/หรือสูบน้ำหมุนเวียนให้สูงขึ้นในถังหมัก uly พบว่าวิธีการกวนผสมด้วยก๊าซชีวภาพเองเป็นวิธีที่นิยมและประหยัดใช้ทั่วไป เนื่องจากมีประสิทธิภาพสูง

2.2.4 จลนพลศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนอิสระ (kinetics of anaerobic digestion)

การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย (microbial growth) ในกรณีที่มีแบคทีเรียจำนวนหนึ่งภายในแล้วเติมน้ำเสียลงไป ในจำนวนไม่มากจนเกิดสภาพ shock load กล่าวคือไม่เกิดสภาพการสะสมกรดอินทรีย์แล้ว เมื่อติดตามตรวจสอบปริมาณแบคทีเรียในน้ำเสียดังกล่าวจะแปรเปลี่ยนดังแสดงในรูปที่ 2.6 จากรูปที่ 2.6 ลักษณะการเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ อาจแบ่งได้เป็น 4 ช่วงสำคัญๆ ดังนี้

lag phase เป็นช่วงแรกที่จุลินทรีย์ทำความคุ้นเคยต่อสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ดังนั้นจึงไม่มีการเปลี่ยนแปลงทั้งจำนวนของจุลินทรีย์และความเข้มข้นสารอินทรีย์ ถ้ามีสารพิษหรือสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ยากต่อแบคทีเรียในการย่อยสลาย ช่วง lag phase นี้จะยาวนานมากขึ้นในสภาพไร้ออกซิเจน พบว่าถ้าอัตราส่วนระหว่างอาหารต่อปริมาณแบคทีเรีย (F/M ratio) มีมากกว่า 2.5 จะเกิด lag phase ขึ้น



รูปที่ 2.6 การเจริญเติบโตจุลินทรีย์ (สุเมธ ขวเดช, 2529)

log growth phase เป็นช่วงที่จุลินทรีย์คุ้นเคยต่อสารอินทรีย์ในน้ำเสียแล้วและปริมาณอาหารมีอยู่อย่างมากมาย ดังนั้นอัตราการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์จะสูงขึ้นตลอดเวลา ในขณะที่อัตราการลดของปริมาณสารอินทรีย์จะสูงขึ้นตลอดเวลาด้วย

declining growth phase เป็นช่วงที่ถัดจาก log growth phase คือเป็นระยะที่สารอินทรีย์ซึ่งเป็นอาหารแก่จุลินทรีย์เริ่มมีน้อยลง ดังนั้นอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะต่ำลงและอัตราย่อยสลายสารอินทรีย์จะช้าลง ส่วนใหญ่ในระบบย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนจะควบคุมให้อยู่ในช่วง declining growth phase เนื่องจากจุดประสงค์ในการบำบัดน้ำเสีย ต้องการลดความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้ต่ำสุด (high removal efficiency) และต้องการผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดด้วย (high gas production rate)

endogenous phase เป็นช่วงระยะสุดท้ายเมื่อสารอินทรีย์ถูกย่อยทำลายจนเกือบหมด ดังนั้นจึงเกิดสภาพการขาดแคลนอาหาร จุลินทรีย์บางส่วนจะตายลดจำนวนลง เกิดกระบวนการย่อยทำลายจุลินทรีย์เอง (cell lysis) สารอินทรีย์จากจุลินทรีย์ที่ตายจะเป็นอาหารให้จุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิตอยู่ ดังนั้นจุลินทรีย์ในช่วงการเจริญเติบโตนี้จะมีจำนวนน้อยลง ความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะต่ำสุด ถึงแม้ว่าการเจริญเติบโตช่วง endogenous phase จะให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด (high organic removal efficiency) ก็ตาม แต่มีข้อเสียที่ต้องออกแบบระบบบำบัดให้มีขนาดใหญ่มาก จึงทำให้ค่าก่อสร้างระบบสูงกว่าการออกแบบให้ระบบหมักทำงานในช่วงอื่นๆ ดังนั้นจึงไม่นิยมใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป นอกจากนี้กรณีที่โรงงานมีที่ดินจำนวนมากอาจออกแบบบ่อหมักที่มีระยะเวลาเก็บกักสูงมาก ปล่อยให้ย่อยอยู่ในสภาพ endogenous phase

#### 2.2.5 รูปแบบระบบหมักแบบไร้ออกซิเจน

รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน สามารถแยกเป็น 2 ประเภทคือ

2.2.5.1. conventional anaerobic processes

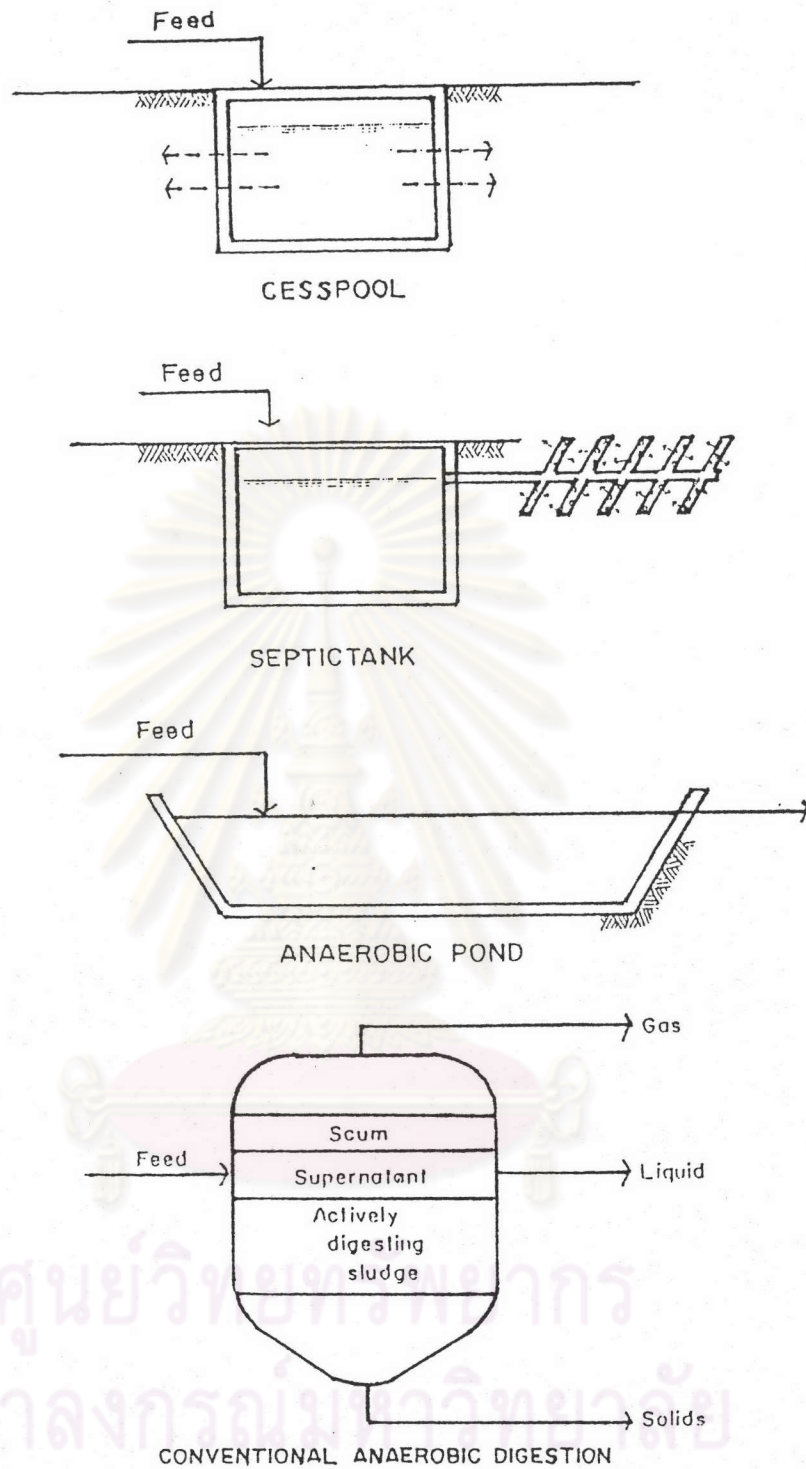
2.2.5.2. high-rate anaerobic processes

2.2.5.1. conventional anaerobic processes

ระบบบำบัดแบบดั้งเดิมนี้จะมีประสิทธิภาพต่ำเนื่องจากปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีจำนวนต่ำ แต่อย่างไรก็ตามเป็นระบบที่ง่าย สะดวกในการควบคุมดูแล (รูปที่ 2.7)

2.2.5.1.1 cesspool เป็นบ่อหมักแบบที่เก่าแก่ที่สุด ที่ใช้กำจัดน้ำเสียห้องน้ำ เนื่องจากเป็นบ่อที่มีขนาดเล็กและขาดการควบคุม ดังนั้นปฏิบัติการที่เกิดขึ้นจึงเป็นเพียงขั้นตอนไฮโดรไลซิส สารอินทรีย์ละลายน้ำเหล่านี้จะซึมผ่านลงดินโดยผ่านผนังบ่อ

2.2.5.1.2 septic tank เป็นระบบที่ออกแบบให้ทำงานคล้ายคลึงกับ cesspool แต่จะมีประสิทธิภาพสูงกว่า โดยจะมีท่อต่อจากบ่อเพื่อให้น้ำที่มีสารอินทรีย์ละลายอยู่สามารถซึมผ่านลงดินในอัตราสูงขึ้น สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายต่อในชั้นตอนอะซิโดเจเนซิส



รูปที่ 2.7 ระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนอิสระแบบดั้งเดิม (conventional anaerobic processes) (สุเมธ ชาวเดช, 2529)

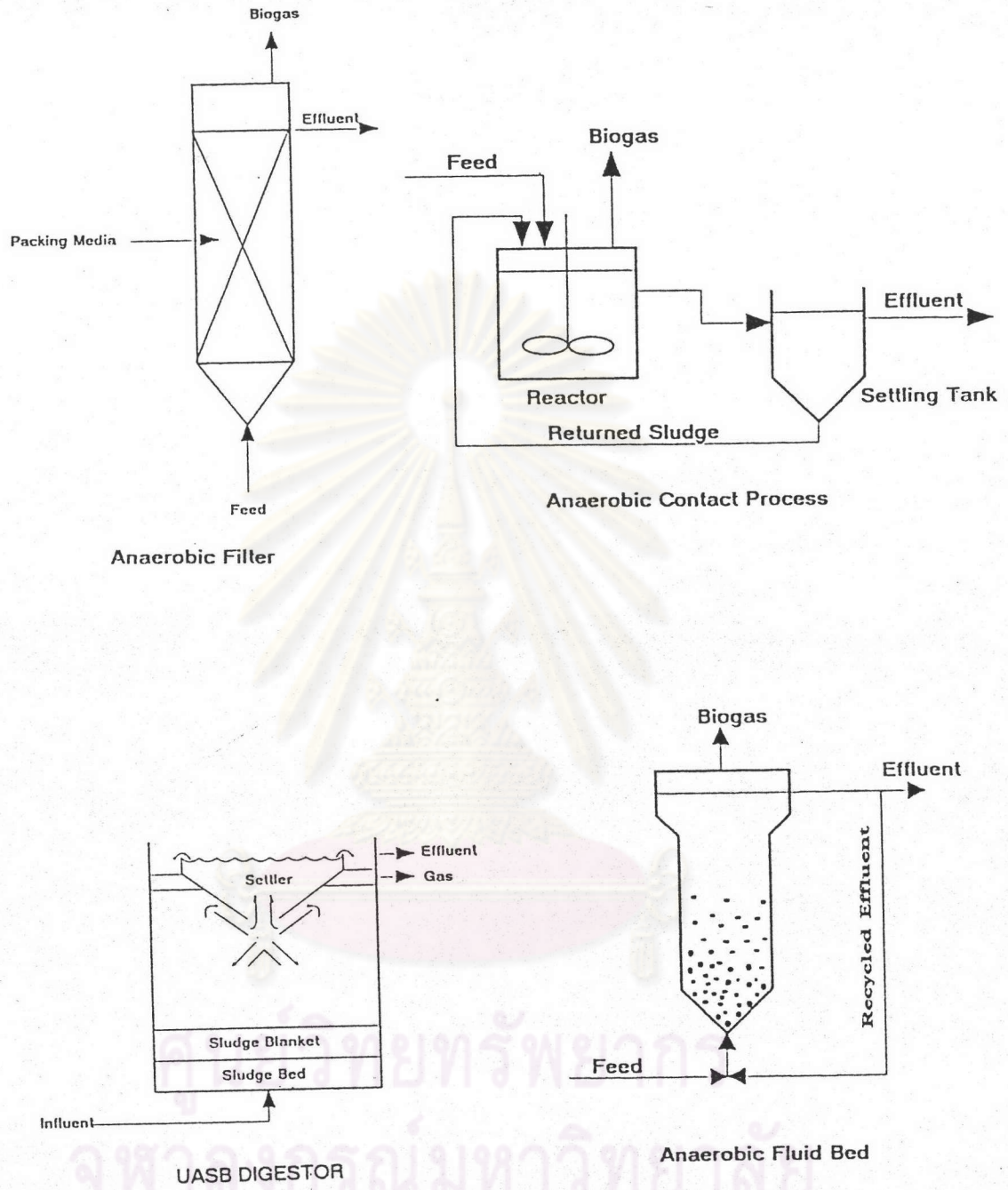
และเมทธานเจนซิส ในชั้นดิน

2.2.5.1.3 anaerobic pond ระบบหมักแบบนี้เป็นบ่อเปิดมีความลึกตั้งแต่ 3 เมตร เพื่อป้องกันไม่ให้ออกซิเจนละลายลงไปถึงส่วนล่างของบ่อ โดยทั่วไปบ่อนี้มักเป็นบ่อดิน นิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงและโรงงานที่มีพื้นที่ว่างเปล่าไม่ใช้ประโยชน์อยู่มาก ดังนั้นบ่อหมักนี้จึงง่ายไม่ยุ่งยากในการควบคุมดูแลและค่าใช้จ่ายในการบำบัดก็ต่ำด้วย ข้อเสียของระบบหมักนี้คือมีประสิทธิภาพต่ำ มีปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นรบกวน สูญเสียก๊าซชีวภาพที่สามารถนำไปใช้เป็นพลังงาน

2.2.5.1.4 conventional anaerobic digester เป็นระบบหมักที่พัฒนาขึ้นเพื่อใช้ในการกำจัดตะกอนแบคทีเรียที่เกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนอิสระ เช่น ระบบเลี้ยงตะกอนเร่ง (activated sludge) โดยประกอบด้วยถังหมักอาจเป็นถังเดียวหรือสองถัง ตะกอนแบคทีเรียจะถูกย่อยสลายได้ก๊าซชีวภาพ ระบบถังหมักแบบดั้งเดิมนี้จะมีประสิทธิภาพสูงกว่า cesspool และ septic tank แต่อย่างไรก็ตามยังมีประสิทธิภาพต่ำอยู่ จึงไม่นิยมนำมาใช้กับน้ำเสียจากอุตสาหกรรม

#### 2.2.5.2 high-rate anaerobic processes

เป็นระบบหมักที่ได้รับการพัฒนาในระยะหลัง เพื่อแก้ไขการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูง ระบบหมักดั้งเดิมที่ได้กล่าวมาแล้วยังมีประสิทธิภาพต่ำไม่เหมาะสม หลักการเพิ่มประสิทธิภาพทำได้คือเพิ่มปริมาณแบคทีเรียในระบบซึ่งทำได้หลายวิธี เช่น หาดักกลางที่มีพื้นที่ผิวสูงให้แบคทีเรียเกาะติดเป็นเมือกหรืออาจตกตะกอนแบคทีเรียที่ออกมาคือน้ำล้นจากถังหมักแล้วสูบกลับลงถังหมักหรืออาจควบคุมความเร็วของน้ำเสียที่ไหลผ่านถังหมัก (upflow velocity) ให้เหมาะสม จนเกิดเม็ดขนาดใหญ่ของแบคทีเรียจับเกาะกันแน่น (granular bacteria) หรืออาจใช้การกรองผ่านเยื่อบาง (membrane filtration) ระบบหมักแบบประสิทธิภาพสูง (high-rate anaerobic processes) ดังแสดงในรูปที่ 2.8 มีรายละเอียดดังนี้



รูปที่ 2.8 ระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนอิสระแบบประสิทธิภาพสูง (high-rate anaerobic processes) (สุเมธ ขวเดช, 2529)

2.2.5.2.1 anaerobic filter เป็นระบบหมักที่ประกอบด้วยถังหมักมีรูปทรงสูงภายในบรรจุด้วยตัวกลางพลาสติก (plastic media) ซึ่งมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง (high specific surface area) แบคทีเรียจะเกาะเป็นเมือกหนานบนผิวตัวกลาง ดังนั้นปริมาณแบคทีเรียในถังหมักจึงสูงมากเมื่อเทียบกับระบบเดิม น้ำเสียอาจเติมเข้าช่วงบนหรือช่วงล่างของถังหมักก็ได้ ถึงแม้ว่าระบบนี้จะมีประสิทธิภาพสูงมากแต่ราคาค่าก่อสร้างระบบก็สูงเช่นกัน เนื่องด้วยราคาตัวกลางพลาสติกมีราคาสูง ดังนั้นระบบนี้จึงเหมาะกับปริมาณน้ำเสียไม่สูงนัก

2.2.5.2.2 anaerobic contact process ระบบหมักนี้มีความคล้ายคลึงกับระบบเลี้ยงตะกอนเร่ง (activated sludge) แต่ anaerobic contact process จะปิดหมัดจึงอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ แบคทีเรียที่ออกมาพร้อมกับน้ำที่ล้นจากถังหมักจะไหลลงถึงตกตะกอน ตะกอนแบคทีเรียจะถูกสูบกลับเข้าสู่ถังหมัก ดังนั้นแบคทีเรียในถังหมักจะมีจำนวนสูงมาก มีค่า MLSS สูงถึง 20,000 มก./ล. ประสิทธิภาพโดยรวมจะสูงเทียบเท่าระบบ anaerobic filter ข้อแตกต่างระหว่างระบบทั้งสองคือระบบ anaerobic contact process นี้จะมีค่าใช้จ่ายสูงและมีความยุ่งยากในการควบคุมกว่าระบบ anaerobic filter เนื่องจากต้องมีเครื่องสูบทะกอนแบคทีเรียและเครื่องกวนถังหมัก แต่ค่าก่อสร้างระบบ anaerobic contact process จะต่ำกว่าระบบ anaerobic filter เนื่องจากไม่ต้องใช้ตัวกลางพลาสติกในถังหมักเช่นระบบ anaerobic filter

2.2.5.2.3 Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) เป็นระบบหมักที่ได้รับการพัฒนาใหม่และนำไปใช้กับน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมหลายประเภท หลักการทำงานของระบบแสดงในรูปที่ 2.8 น้ำเสียจะถูกสูบเข้าถังหมักที่ความเร็วที่เหมาะสม ดังนั้นจึงทำให้แบคทีเรียเกาะจับกันแน่นเป็นเม็ดขนาดเล็ก 1-5 มม. มีความหนาแน่นสูงมากอยู่เป็นชั้นหนาที่ส่วนล่างสุดของถังหมัก ถัดขึ้นมาจากชั้นตะกอนเม็ดจะเป็นชั้นของแบคทีเรียที่เป็นตะกอนเบา (flocculant bacteria) ช่วงบนของถังจะมีกรวยแยกตะกอน (settler) น้ำใสเท่านั้นที่ไหลล้นออกจากถังหมัก ดังนั้นถังหมักจึงมีปริมาณแบคทีเรียในระบบสูงตลอดเวลา จึงทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงเทียบเท่าระบบ anaerobic filter และ



anaerobic contact process ข้อดีของระบบนี้คือไม่ต้องสร้างถังตกตะกอนดังเช่นสองระบบแรกและไม่ต้องมีเครื่องกวนดังเช่นระบบ anaerobic contact process จึงทำให้ค่าก่อสร้างต่ำสุด ข้อเสียของระบบนี้คือการออกแบบจะมีความยุ่งยากกว่าระบบอื่น ต้องมีการออกแบบระบบกระจายน้ำเสีย (feed distribution system) และกรวยแยกตะกอนเป็นพิเศษ ตารางที่ 2.4-2.6 แสดงประสิทธิภาพของระบบ UASB ของระบบสำหรับน้ำเสียประเภทต่างๆ ในระดับห้องปฏิบัติการ ระดับขยายส่วนและระดับอุตสาหกรรม

2.2.5.2.4 anaerobic fluidized bed เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงสุดเนื่องจากสามารถควบคุมให้จำนวนแบคทีเรียในระบบสูงถึง 15,000-40,000 มก./ล. โดยแบคทีเรียจะเกาะเป็นเมือกคลุมผิวตัวกลางที่เป็นเม็ดขนาดเล็ก (เล็กกว่า 1 มม.) น้ำเสียจะถูกสูบเข้ากันถึงหมักทรงสูงด้วยความเร็วสูงพอเหมาะที่จะสามารถยกเม็ดตัวกลางให้ลอยขึ้นได้ ดังนั้นการเคลื่อนที่ของเม็ดตัวกลางมากมายเหล่านี้จะเหมือนของเหลว คือ เคลื่อนที่ไปทุกทิศทาง จึงทำให้อัตราการถ่ายเทมวลทั้งอาหารและของเสียต่างๆ จากปฏิกิริยาชีวเคมีสูงมาก ส่วนบนของถังหมักจะมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่กว้างขึ้น ดังนั้นความเร็วน้ำ (upflow velocity) จะต่ำลง จึงทำให้เม็ดตัวกลางที่มีเมือกแบคทีเรียอยู่จะตกลงมา น้ำใสเท่านั้นที่ล้นออกจากถังหมักและ เนื่องจากเม็ดตัวกลางเคลื่อนไหวไปมาอย่างอิสระ ดังนั้นจึงเกิดการขัดสีและชนกันตลอดทำให้เมือกแบคทีเรียหลุดออกตลอดเวลา จึงเป็นการควบคุมความหนาของเมือกแบคทีเรียไปในตัว เมือกแบคทีเรียที่หลุดติดไปกับน้ำเสียที่บำบัดแล้วจะต้องแยกออก ไรดยไหลผ่านถังตกตะกอน ถึงแม้ระบบนี้จะมีประสิทธิภาพสูงสุดก็ตาม แต่เป็นระบบที่ยุ่งยากในการควบคุมและค่าใช้จ่ายในการบำบัดก็สูงอีกด้วย จึงทำให้ไม่เป็นที่นิยมแพร่หลาย

จะเห็นว่าระบบ high-rate anaerobic process นั้นมีความสำคัญมากขึ้นกว่าแต่ก่อนเนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูง ในช่วง 15-20 ปีที่ผ่านมานักวิจัยทางด้านเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสีย ได้ทำการทดลองศึกษาแยกกระบวนการหมักกรด (acidogenesis) ออกจากกระบวนการหมักมีเทน (methanogenesis) เนื่องจากแบคทีเรีย 2 กลุ่มนี้มีความต้องการสภาวะแวดล้อมที่ต่างกัน ดังนั้นการแยกเป็น 2 กระบวนการย่อยในระบบหมัก

ตารางที่ 2.4 การใช้ระบบยูเอเอสบีเพื่อบำบัดน้ำเสียชนิดต่างๆในระดับห้องปฏิบัติการ

น้ำเสีย	ขนาดถัง ยูเอเอสบี (ลิตร)	ซีโอดี, $q_{\text{COD}}$ (มก./ล.)	อัตราป้อนสาร อินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ม <sup>3</sup> วัน)	ระยะเวลา เก็บตก (วัน)	อุณหภูมิ (°ซ.)	ประสิทธิภาพ การกำจัดซีโอดี (%)	อัตราการ เกิดก๊าซ	เอกสาร อ้างอิง
1. น้ำเสียสังเคราะห์ (synthetic ww.)	0.135	-	6.5-7.0	0.30	55	77-98	-	Visser, A. (1993)
2. acidified ww.	0.68- 16.7	3050-5090	3.05-5.09	0.02	55	-	162 กก. มีเทน ซีโอดี ม. <sup>3</sup> -วัน	Wiegant, WM. (1986)
3. น้ำเสียสังเคราะห์ที่มี สภาพเหมือนน้ำเสีย จากโรงงานอุตสาหกรรม	0.75	585-2340	0.76-3.06	0.77	35	70-87	0.70-0.93 ม. <sup>3</sup> มีเทน กก. ซีโอดีที่ถูกกำจัด	Goodwin, JAS. (1990)
4. น้ำเสียจาก อุตสาหกรรมยา	4.00	1302-3000	0.75-3.00	1-1.74	35	26-69	-	Stronach, SM. (1987)
5. น้ำเสียจากโรงงาน ผลิตยีนฝรั่ง	5.65	13500-18000	3-5	-	14-20	60-90	-	Koster (1985)
6. น้ำเสียสังเคราะห์	5.75	14650	104	0.13	55	78	15.33 ม. <sup>3</sup> มีเทน วัน	Wiegant, WM. (1985)
7. น้ำจากดา (beet vinasse)	5.75	1700-35110	17.2-98.3	0.02-1.13	55	62-59	26 ม. <sup>3</sup> ม. <sup>3</sup> -วัน	Wiegant, WM. (1985)
8. น้ำเสียจากโรงงาน ผลิตโคครีน	6.00	5000	0.5-5.0	0.75-10	35	62	2.54 ลิตรมีเทน วัน	Cayless, SM. (1990)
9. acidified ww.	7.90	3000	17	0.18	35	81	-	Hideki Harada (1990)
10. VFA mixture	7.90	5000	70	0.07	35	82	-	Hideki Harada (1990)
11. น้ำเสียจากโรงงาน ผลิตเบเชคคาร์	14.30	4600-38100	0.91-7.77	5.00	34	90-95	-	Yan, JQ. (1993)
12. น้ำเสียสังเคราะห์ (starch+sucrose)	15.70	3000	30	0.10	25	85	-	Hideki Harada (1990)



ตารางที่ 2.5 การใช้ระบบยูเอเอสซีเพื่อบำบัดน้ำเสียชนิดต่างๆในระดับขยายส่วน (pilot scale)

จำเือง	ขนาดถัง ยูเอเอสซี (ม <sup>3</sup> )	จีเอสซี, จู (กก./อ.)	อัตราป้อนสาร อินทรีย์ (กก.จีเอสซี/ม <sup>3</sup> วัน)	ระยะเวลา เก็บกัก (วัน)	อุณหภูมิ (°ซ.)	ประสิทธิภาพ การกำจัดจีเอสซี (%)	อัตราการ เกิดก๊าซ	เอกสาร อ้างอิง
1. นำเข้าเืองจากโรงงาน ผลิตนมอ่าวเหนือ	0.11	797-1261	0.43-4.70	-	-	56-95	0-14.4 อัตรา มีเทน/วัน	พิรพงษ์ ธิพชาธร (2530)
2. นำกากอ่าวจากโรงงาน สุราอุทตะ	0.13	10000	19-27	0.36-0.46	55	34-60	226-435 อัตรา มีเทน/วัน	Jayadevan (1992)
3. นำกากอ่าวจากโรงงาน สุราอุทตะ	0.13	9801-10476	2.24-24.09	0.42-5.00	55	50-60	26.2-412.7 อัตรา มีเทน/วัน	Chen Ann-Cheng (1991)
4. นำเข้าเืองจากโรงงาน ผลิตแป้งจากข้าว	0.21	3350	13	0.25	35	80	-	Hideki Harada (1990)
5. นำเข้าเืองจากโรงงาน น้ำตาล	0.21	3350	14.5	0.24	30	83	-	Hideki Harada (1990)
6. นำเข้าเืองจากโรงงาน ผลิตนมอ่าวเหนือ	0.25	13250-39750	2.65-7.95	5.00	-	-	170-262 อัตรา มีเทน/วัน	พรพงศ์ จิตต์จรูญ- เกียรติ (2529)
7. นำเข้าเืองจากโรงงาน เบียร์	0.3	350-4000	0.35-23.5	0.17-1	35	90-94	211-350อัตรามีเทน กก.จีเอสซีที่ถูกกำจัด	อรุณี วาณะวิจิตร (2533)
8. นำกากอ่าวจากโรงงาน สุรา	0.30	31370-80360	2.3-15.6	4.3-15.6	31	49-66	136-880 อัตรา มีเทน/วัน	สุพรรณ ชาติตระกูล (2529)
9. นำกากอ่าวจากโรงงาน สุรา จ.บุรีรัมย์	3.50	50000-150000	3-4	65-22	31	50-79	-	Verink, J. et al.(1990)
10. โรงงานกระดาษ	19	20000	19	1.05	-	45-50	0.31 ม. <sup>3</sup> มีเทน กก.จีเอสซีที่ถูกกำจัด	Habet et al. (1988)
11. นำเข้าเืองจากโรงงาน น้ำตาล	30	2500-6500	17.2	0.21	34	95	4.25 ม. <sup>3</sup> มีเทน น. <sup>3</sup> นำเข้า-วัน	Heertjes, PM. (1978)

ตารางที่ 2.6 การใช้ระบบยูเอเอสบีเพื่อบำบัดน้ำเสียนิตต่างๆในระดับอุตสาหกรรม  
(ภายในประเทศ)

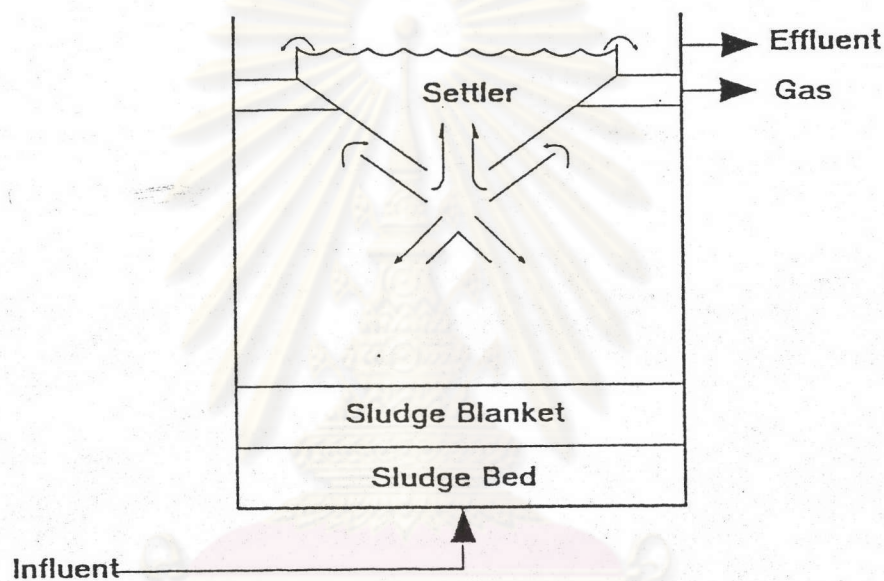
น้ำเสีย	ขนาดถัง	อัตราป้อนสารอินทรีย์	ระยะเวลาเก็บกัก	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี	อัตราการผลิตก๊าซ	เอกสารอ้างอิง		
	ซีโอดีเข้า (ม. <sup>3</sup> )						ซีโอดีเข้า (กก./ล.)	ซีโอดี/ม. <sup>3</sup> /วัน
1. น้ำเสียจากโรงงานผลิตวานิล (ใต้หวัน)	127	15,000	15	0.83-1.25	30-35	-	-	Cheng, et al. (1990)
2. น้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล (เนเธอร์แลนด์)	900-1,425	1,850-4,000	12-16.5	0.17-0.24	30-35	70-75	0.34 ม. <sup>3</sup> มีเทน/กก. ซีโอดีที่ออกกำจัด	Pette, K.C. (1982)
3. น้ำเสียจากโรงงานผลิตมันฝรั่งรูป	2,200	2,500	3	0.88	34-37	85	3386 ม. <sup>3</sup> มีเทน/วัน	Christensen, DR. (1984)
4. น้ำเสียจากโรงงานสุรา (ฉะเชิงเทรา)	3,000	120,000	4.5	-	30-34	82	3,200 ม. <sup>3</sup> /วัน	สุเมธ ขวเดช (1988)

(two-step processes) จึงมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบหมักแบบขั้นตอนเดียว (single-step processes) ปัจจุบันประเทศไทยมีการใช้ระบบ UASB สองขั้นตอนในการบำบัดน้ำเสียหลายแห่ง เช่น ใช้ในการบำบัดน้ำจากโรงงานสุรากรมสรรพสามิตทั้ง 12 แห่ง

## 2.3 ระบบหมักก๊าซชีวภาพแบบยูเอเอสบี

### 2.3.1 หลักการทำงาน

ระบบหมักแบบยูเอเอสบี เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีประสิทธิภาพสูง รูปที่ 2.9 แสดงลักษณะภายในถังหมัก โดยน้ำเสียจะถูกสูบเข้าที่ก้นถังหมัก ผ่านชั้นตะกอน



รูปที่ 2.9 ลักษณะถังหมักแบบ ยูเอเอสบี

แบบคทีเรีย 2 ชั้น ชั้นล่างส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียชนิดเม็ด (granular bacteria) เรียกชั้นนี้ว่า sludge bed ส่วนชั้นที่สองเป็นพวกตะกอนเบา (flocculant bacteria) เรียกชั้นนี้ว่า sludge blanket ส่วนบนของถังหมักมีถังแยกตะกอน (gas-solids separator) สารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำจะถูกดูดกลืนเมื่อไหลผ่านชั้นตะกอนแบบคทีเรีย ตะกอนแบบคทีเรียส่วนหนึ่งจะลอยขึ้น โดยการพาของน้ำที่ไหลขึ้นและที่สำคัญโดยฟองก๊าซชีวภาพที่ผุดขึ้นตลอดเวลา ก๊าซจะแยกตัวและรวมตัวที่ส่วนบนของถังหมัก ส่วนน้ำและตะกอนแบบคทีเรียจะไหลเข้าถังตกตะกอน

โดยตะกอนแบคทีเรียจะจมตัวลงสู่ก้นถัง เฉพาะน้ำใสเท่านั้นที่ล้นออกนอกถัง การกวนผสมภายในถังหมัก ซึ่งเกิดจากการไหลขึ้นของน้ำและเกิดจากการไหลขึ้นอย่างรวดเร็วของฟองก๊าซชีวภาพมีเพียงพอ ดังนั้นจึงไม่จำเป็นต้องใช้เครื่องกวนผสมในถังหมักแบบยูเอเอสพีนี้ ข้อดีข้อเสียของระบบหมักยูเอเอสพี เมื่อเปรียบเทียบกับระบบหมักอื่น ๆ มีดังนี้ (สุเมธ ชวเดช, 2530)

ข้อดี ประสิทธิภาพสูงสามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้สูงถึง 50 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ไม่จำเป็นต้องมีเครื่องกวนภายในถัง ไม่ต้องมี packing media ไม่ต้องมีถังตกตะกอน ค่าก่อสร้างระบบต่ำ ค่าดำเนินการต่ำ สามารถรับ shock load ได้ดีและสามารถหยุดทำงานได้ยาวนาน

ข้อเสีย การเริ่มต้นเดินระบบ (start up) ยุ่งยากต้องการประสบการณ์สูง ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มี SS สูง (แต่แก้ไขโดยใช้ two-stage process) ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีปริมาณน้อยและการออกแบบยุ่งยากกว่าระบบอื่น

โดยสรุปแล้วระบบยูเอเอสพีมีข้อดีมากกว่าข้อเสีย เมื่อเปรียบเทียบกับระบบยูเอเอสพีกับระบบหมักอื่น ๆ (ดังสรุปในตารางที่ 2.7) ดังนั้นแนวโน้มจะมีการใช้ระบบหมักยูเอเอสพีในการบำบัดและผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมมากขึ้น ตารางที่ 2.8 แสดงการใช้ระบบเมรอสฟิสิกยูเอเอสพีเพื่อบำบัดน้ำเสียชนิดต่างๆ ในประเทศต่างๆ

### 2.3.2 ประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสพี

ดังได้กล่าวมาแล้วระบบยูเอเอสพีมีปริมาณเซลล์แบคทีเรียอยู่สูงมาก เมื่อเปรียบเทียบกับระบบหมักแบบอื่น ๆ ดังนั้นระบบยูเอเอสพีจึงมีประสิทธิภาพสูง กล่าวคือระบบสามารถรับปริมาณสารอินทรีย์ได้สูง (ตารางที่ 2.7) โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียส่วนใหญ่จะถูกเปลี่ยนเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ตามทฤษฎี 1 กรัมชีโรดี จะให้ปริมาณก๊าซมีเทนสูงถึง 0.35 ลิตร (ที่ STP). ระบบหมักนี้ให้ค่า sludge yield ต่ำประมาณ 9 มก.วีเอสเอส/ก.ชีโรดีถูกกำจัด ดังนั้นตะกอนแบคทีเรียส่วนเกินที่ต้องถ่ายออกจากถังหมักจึงมีไม่มากนัก

ตารางที่ 2.7 เปรียบเทียบระหว่างระบบยูเอเอสบีกับระบบหมักแบบประสิทธิภาพสูงอื่นๆ  
(สุเมธ ขวเดช, 2530)

	anaerobic filter	anaerobic contact	anaerobic fluid Bed	UASB
investment	สูง	ปานกลาง	สูงมาก	ต่ำ
operation cost	ต่ำ	ปานกลาง	สูงมาก	ต่ำ
control	ง่ายมาก	ปานกลาง	ยาก	ปานกลาง
loading	สูง	สูง	สูงมาก	สูงมาก
shock load	ดี	ดี	ดีมาก	ดีมาก
digester size	เล็ก	เล็ก	เล็กมาก	เล็กมาก
start-up	ง่าย	ปานกลาง	ยาก	ยาก

ตารางที่ 2.8 การใช้ระบบเมรอสฟิสิกยูเอเอสบีเพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม  
ต่างๆในประเทศต่างๆ (สุเมธ ชวเดช, 2530)

น้ำเสียจาก โรงงานชนิด	จำนวน โรงงาน	ประเทศ	จำนวน โรงงานใน ประเทศ	ภาวะบรรดสาร อินทรีย์ที่ออกแบบไว้ (กล. 10 ลิตร/ม <sup>3</sup> ·วัน)	ปริมาณขี้ มูลเสีบ(ม. <sup>3</sup> )
1. น้ำตาลจากพืชผัก	12	เนเธอร์แลนด์	7	12.5-17	200-1700
		เยอรมัน	2	9.12	2300, 1500
		ออสเตรีย	1	8	3000
		สเปน	2	-	approx. 100
2. น้ำเชื่อม	1	เนเธอร์แลนด์	1	17	30
3. มันฝรั่งแปรรูป	10	เนเธอร์แลนด์	8	5-11	240-1500
		สหรัฐอเมริกา	1	6	2200
		สวีเดน	1	8.5	600
4. มันฝรั่ง	3	เนเธอร์แลนด์	2	8.5, 15	1700, 5500
		สหรัฐอเมริกา	1	11	1800
5. มันฝรั่งทอด	1	เนเธอร์แลนด์	1	10-12	900
6. มันฝรั่งสาลี	3	เนเธอร์แลนด์	1	7	500
		ไอร์แลนด์	1	9	2200
		ออสเตรีย	1	11	4200
7. มันฝรั่งบาร์เล่	1	ฟินแลนด์	1	8	410
8. นมกลั่น	3	เนเธอร์แลนด์	1	18	700
		เยอรมัน	1	9	2300
		สหรัฐอเมริกา	1	9-10	2100
9. สัตว์	2	สหรัฐอเมริกา	2	12, 9	4400, 1800
10. เบียร์	2	สหรัฐอเมริกา	1	14	4600
		เนเธอร์แลนด์	1	6-18 (24° ซ.)	1400
11. อาหารทะเล กระป๋อง	1	เนเธอร์แลนด์	1	10	2 x 50
12. โรงฆ่าสัตว์	1	เนเธอร์แลนด์	1	6-7	650
13. นม	1	แคนาดา	1	6-8	450
14. กระดาษ	3	เนเธอร์แลนด์	3	8-10	1000, 740
15. ถังกระป๋อง	2	เนเธอร์แลนด์	1	10	375
		สหรัฐอเมริกา	1	11	500
16. สุรา	12	ไทย	12	15	3000
17. ส้วมเคมี	1	เนเธอร์แลนด์	1	7	1250
18. หนพาทน	2	เนเธอร์แลนด์	2	11, 13	100, 50



### 2.3.3 ลักษณะสมบัติตะกอนแบคทีเรียในระบบยูเอเอสพี

ดังได้กล่าวมาแล้วว่าแบคทีเรียในถังหมักยูเอเอสพีแบ่งเป็น 2 ชั้น คือชั้นบนแบคทีเรียมีลักษณะเป็นตะกอนเบา ส่วนชั้นล่างมีลักษณะเป็นเม็ดซึ่งเกิดจากแบคทีเรียเกาะติดกันแน่น จึงมีความหนาแน่นของจำนวนเซลล์แบคทีเรียต่อปริมาตรในชั้นล่างนี้สูงกว่าในชั้นบนที่มีลักษณะเป็นตะกอนเบามาก ดังนั้นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จึงถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นมีเทนในชั้นของตะกอนเม็ดเป็นส่วนใหญ่ ประสิทธิภาพของระบบหมักแบบยูเอเอสพีจึงขึ้นกับปริมาณและลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ด ลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ดได้รวบรวมแสดงในตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 ลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ดในระบบหมักยูเอเอสพี (สุเมธ ขวเดช, 2530)

ขนาด ( $\phi$ )	0.2-2 มม. (อาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม.)
ความถ่วงจำเพาะ	1.05
VSS/SS	0.7-0.85
ปริมาณน้ำในตะกอนเม็ด settleability (SVI)	90%
- ตะกอนเม็ด	10-20 มล./ก.
- ตะกอนเบา	20-40 มล./ก.

ส่วนประกอบของแบคทีเรียตรวจพบว่าส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์สูง 70-85% โดยจากกลาง  
 เม็ดมักเป็นสารอินทรีย์ได้แก่ เม็ดทราย ผลึกต่างๆ ตะกอน (sediments) และเศษพืช  
 (plant fibers) ซึ่งแบคทีเรียจะใช้เป็นที่เกาะเหมือนนิเวศลีส

J.Dolfing และคณะ (1985) ได้ทำการศึกษาตะกอนเม็ดจากระบบยูเอเอสพีของ  
 โรงงานน้ำตาลที่เมือง Breda ประเทศเนเธอร์แลนด์ พบองค์ประกอบของตะกอนเม็ดดัง  
 แสดงในตารางที่ 2.10 ผลจากการวิเคราะห์ของ J.Dolfing และคณะพบว่าใน 10-23 %

ตารางที่ 2.10 องค์ประกอบทางเคมีของตะกอนเม็ดในระบบยูเอเอสพีของโรงงานน้ำตาลที่  
 เมือง Breda ประเทศเนเธอร์แลนด์ (J.Dolfing, 1985)

องค์ประกอบ	ร้อยละของน้ำหนักตะกอนแห้ง
เถ้า	10-23
โพรตีน	35-60
คาร์โบไฮเดรต	6-7
total organic carbon	41-47
ไนโตรเจน (kjeldahl)	10-15

ของเถ้านี้ประกอบด้วย FeS อยู่ถึง 30% อันเป็นสาเหตุให้ตะกอนเม็ดเป็นสีน้ำตาลและมีกลิ่นเหม็น  
 แบบก๊าซไข่เน่า เมื่อตั้งทิ้งไว้นานๆ

จุลินทรีย์ส่วนใหญ่ในเม็ดตะกอนนี้เป็นแบคทีเรียหลายจำพวกและมีรูปร่างต่างๆ ออกไปคือ bacilli cocci spirella และ sarcina แต่ส่วนใหญ่จะเป็นพวกเส้นใย (filamentous bacteria) มีเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 0.4-0.8 ไมโครเมตรยาวประมาณ 4-6 เซลของแบคทีเรียพวกไซโครดหรือแบคทีเรียสร้างมีเซนเรียงต่อกัน นอกจากนั้นได้แก่ methanothrix ซึ่งใช้ไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์เป็นอาหาร แบคทีเรียที่พบบ้างแต่ไม่มากนัก ได้แก่ methanosarcina ซึ่งใช้อะซิเตทและแอลกอฮอล์เป็นอาหาร ตะกอนเม็ดแบคทีเรียนี้สามารถเก็บรักษาไว้ได้นาน 1-2 ปี ภายใต้อุณหภูมิ 15°C.-28°C. โดยยังคงสภาพเป็นเม็ดและยังมีประสิทธิภาพในการสร้างมีเซนอยู่สูง ปริมาณตะกอนแบคทีเรียในถังหมักแบบยูเอเอสบีนี้พบว่าสูงขึ้นไปเมื่ออัตราป้อนสารอินทรีย์สูงเพิ่มขึ้นและ/หรือ HRT ลดต่ำลง โดยทั่วไปแล้วในระบบหมักยูเอเอสบีมี MLSS ทั้งหมดสูง (20,000-40,000 มก./ล.) แต่สำหรับในชั้น sludge bed ค่า MLSS อาจสูงถึง 80,000-200,000 มก./ล.

#### 2.3.4 กระบวนการเกิดตะกอนเม็ด (process of granulation)

ดังได้กล่าวมาแล้วว่าประสิทธิภาพการสร้างมีเซนและการกำจัดสารอินทรีย์ของ ระบบหมักจะเพิ่มสูงขึ้นเมื่อระบบมีปริมาณแบคทีเรียสูงขึ้น ระบบยูเอเอสบีที่มีปริมาณแบคทีเรียซึ่งวัดในรูป MLSS หรือ MLVSS สูงกว่าระบบหมักอื่นๆ เนื่องจากระบบยูเอเอสบีมีตะกอนแบคทีเรียในลักษณะเป็นเม็ด ดังนั้นในการควบคุมระบบยูเอเอสบีให้มีประสิทธิภาพสูงจึงจำเป็นต้องสร้างเม็ดแบคทีเรียดังกล่าวในถังหมักให้ได้ มิฉะนั้นแล้วระบบยูเอเอสบีจะไม่สามารถทำงานอย่างมีประสิทธิภาพสูง ในกรณีที่มิได้มีตะกอนแบคทีเรียชนิดเม็ดอยู่แล้ว การเดินระบบยูเอเอสบีจะไม่ยุ่งยากมากนัก แต่โดยทั่วไปแล้วมักจะไม่สามารถหาแบคทีเรียชนิดเม็ดได้ ดังนั้นการเดินระบบหมักยูเอเอสบีจึงมักเริ่มต้นด้วยตะกอนแบคทีเรียที่ได้จากระบบหมักแบบอื่นๆซึ่งตะกอนแบคทีเรียเหล่านี้มักอยู่ในรูปตะกอนเบา โดยขั้นตอนการเปลี่ยนแปลงลักษณะแบคทีเรียจากตะกอนเบาเป็นตะกอนเม็ดแบ่งได้เป็น 3 ระยะดังนี้

wash-out stage เป็นช่วงแรกของกระบวนการเปลี่ยนแปลงกล่าวคือการเริ่มต้นเดินระบบซึ่งจะต้องเริ่มที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ต่ำกว่าคือต่ำกว่า 2 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วันหรือ sludge loading ต่ำกว่า 0.3 กก./กก. VSS·วัน ในช่วงอัตราป้อนสารอินทรีย์ต่ำนี้จะเกิดกระบวนการสูญเสียของตะกอนแบคทีเรียขนาดเล็กซึ่งเบา โดยลอยออกมากับน้ำล้นตลอดเวลา (wash-out) เมื่ออัตราป้อนสูงขึ้นกว่าช่วงดังกล่าวจะยังคงเกิดกระบวนการ wash-out พร้อมกับมีการเพิ่มปริมาณแบคทีเรียในระบบ เนื่องจากมีปริมาณอาหารเข้าสู่ระบบสูงขึ้น

transition stage เป็นช่วงที่เริ่มเกิดแบคทีเรียชนิดเม็ด แต่ยังมีจำนวนน้อยและมีขนาดเล็ก อัตราป้อนสารอินทรีย์ในช่วง transition stage ขึ้นกับลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ โดยทั่วไปพบว่าอัตราป้อนสารอินทรีย์ประมาณ 5 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>·วัน (ประมาณ 0.3-0.6 กก.ชีโรดี/กก.VSS·วัน) ในช่วงนี้จะเกิดฟองก๊าซชีวภาพมาก จึงมีการพาแบคทีเรียพวกตะกอนเบาออกจากระบบมาก ซึ่งจะเป็นผลดีทำให้แบคทีเรียที่สร้างตะกอนเม็ดมีโอกาสเติบโตและเพิ่มจำนวนมากขึ้น แต่สิ่งที่ควรระวังคือมีอัตราการสูญเสียปริมาณแบคทีเรียชนิดตะกอนเบา สูงกว่าอัตราการเพิ่มปริมาณแบคทีเรียชนิดเม็ด มิฉะนั้นแล้วระบบจะล้มเหลวได้

progressive granulation stage เป็นช่วงที่มีการเพิ่มขนาดและปริมาณของแบคทีเรียชนิดเม็ดในถังหมัก ซึ่งเกิดขึ้นในช่วงที่อัตราป้อนสารอินทรีย์สูงขึ้น ในช่วงนี้ระบบจะมีความสามารถรับการเพิ่มของอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้สูงและรวดเร็วขึ้นกว่าระยะอื่น

### 2.3.5 ประเภทแบคทีเรีย

แบคทีเรียในระบบยูเอเอสบีประกอบด้วยแบคทีเรียอยู่หลายกลุ่ม ซึ่งขึ้นกับการควบคุมระบบหมักและลักษณะสมบัติน้ำเสียที่ป้อนถังหมัก เม็ดแบคทีเรียสามารถแบ่งตามลักษณะได้ดังนี้

2.3.5.1 sarcina granules เป็นเม็ดแบคทีเรียที่ส่วนใหญ่ประกอบด้วย methanosarcina ซึ่งเกิดขึ้นเมื่อระบบหมักรับปริมาณสารอินทรีย์สูงเกินไป (over loading)

โดยทำให้เกิดสภาพการสะสมของกรดอินทรีย์ > 1,000 มก./ล. ที่ pH < 6 *sarcina granules* นี้พบว่ามีความสามารถในการผลิตมีเทน (methane production activity) ต่ำมาก

2.3.5.2 rod-type granules เม็ดแบคทีเรียประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีลักษณะเป็นท่อนสั้นๆ เป็นส่วนใหญ่ โดยเม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดประมาณ 3 มม. และมี VS สูงถึง 90% ซึ่งตรวจพบในถังหมักยูเอเอสบีที่รับน้ำเสียบางประเภท เช่น sugar beet wastewater และ potato-processing waste เป็นต้น แบคทีเรียนี้จัดเป็นพวก *Methanotrix soehgenii*

2.3.5.3 filamentous granules เป็นเม็ดแบคทีเรียซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีเส้นยาว (filamentous bacteria) เป็นส่วนใหญ่ เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดใหญ่ถึง 5 มม. ภายนอกมักเป็นพวก inert carrier material ดังนั้นจึงมีค่า VS ต่ำกว่าเม็ดแบคทีเรียสองพวกแรก ในระบบหมักยูเอเอสบีที่มีเม็ดแบคทีเรียประเภทเส้นยาวนี้จะมีประสิทธิภาพสูงสุด ซึ่งเป็นสภาพการที่ถูกต้องกำหนดความต้องการในการควบคุมระบบหมักกล่าวคือสภาพถังหมักจะไม่มีการสะสมของกรดอินทรีย์ กรดอินทรีย์ในถังหมักควรต่ำกว่า 1,000 มก./ล.

2.3.5.4 spiky granules ในกรณีที่น้ำเสียมีสารแคลเซียมสูงเม็ดแบคทีเรียในระบบยูเอเอสบีจะประกอบด้วยผลึกของ  $\text{CaCO}_3$  อยู่สูงถึง 60% โดยมีลักษณะเป็นหนามแหลม เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 1 มม. และหนา 0.5 มม. มี settling velocity สูงถึง 2-90 ม./ชม. แบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นพวกเส้นยาวเม็ดแบคทีเรียประเภทนี้มี activity ค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้เนื่องจากประกอบด้วย  $\text{CaCO}_3$  ที่จะพอกบนผิวเม็ดแบคทีเรีย

### 2.3.6 พารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมการทำงาน

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแต่ละชนิด จะมีพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมการทำงาน ซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของน้ำเสียและกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ภายในกระบวนการนั้นๆ สำหรับกระบวนการจุลินทรีย์ไร้อากาศแบบไหลขึ้น น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบต้องปราศจากสารพิษและต้องปรับสภาพของน้ำเสียให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ในระบบ เช่น สภาพความเป็นกรดต่าง อาหารเสริม เป็นต้น ส่วนกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ภายในระบบ นอกจากจะรักษาสภาพสมดุลของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดและจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนแล้ว ยังต้องรักษาจำนวนจุลินทรีย์ในระบบให้มากที่สุดเท่าที่จะทำได้ พารามิเตอร์ที่เป็นตัวควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์คือความสามารถในการตกตะกอนของจุลินทรีย์ (sludge settle ability) ซึ่งขึ้นอยู่กับอัตราอัตราป้อนสารอินทรีย์ (organic loading rate) และอัตราการไหลต่อพื้นที่หน้าตัด (hydraulic loading rate) ดังนั้นพารามิเตอร์หลักที่ใช้ควบคุมการทำงานของกระบวนการขึ้นตะกอนจุลินทรีย์ไร้อากาศแบบไหลขึ้นคืออัตราป้อนสารอินทรีย์และอัตราการไหลต่อพื้นที่หน้าตัด

#### 2.3.6.1 อัตราป้อนสารอินทรีย์

เป็นพารามิเตอร์สำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์และการเกิดก๊าซในถังปฏิกรณ์ น้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบควรมีอัตราป้อนต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของตะกอนจุลินทรีย์

#### 2.3.6.2 อัตราการไหลต่อพื้นที่หน้าตัด (hydraulic loading rate)

อัตราการไหลต่อพื้นที่หน้าตัดมีความสัมพันธ์กับการกวนในชั้นตะกอนล่าง จากการทดลองของกระบวนการ denitrification โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาดห้องปฏิบัติการและทำให้การกวนในถังปฏิกรณ์เกิดขึ้น โดยก๊าซที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์นั่นเอง พบว่าน้ำเสียจะไหลผ่านช่องว่างที่เกิดขึ้นจากรอยแตกของตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่างซึ่งเป็นการไหลลัดวงจร (short circuit) ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ลดลง สามารถแก้ไขได้

โดยการกระจายทางน้ำเข้า (feed inlet distribution) ให้สม่ำเสมอตลอดพื้นที่ด้านล่างของถังปฏิกริยา สำหรับโรงบำบัดน้ำเสียจริง จุดน้ำเข้าหนึ่งจุดจะครอบคลุมพื้นที่ 5-10 ม.<sup>3</sup> และถังปฏิกริยาต้นแบบขนาดใหญ่ (large pilot plant) จุดน้ำเข้าจุดหนึ่งควรครอบคลุมพื้นที่ได้ถึง 1-2 ม.<sup>3</sup> ถ้าระบบกระจายน้ำสามารถกระจายน้ำเสียได้ทั่วตลอดพื้นที่กั้นถังจะทำให้ระบบบำบัดธาป้อนสารอินทรีย์ได้สูง

### 2.3.7 หลักการออกแบบระบบยูเอเอสบี

ดังได้กล่าวมาแล้วว่าระบบยูเอเอสบีจะมีประสิทธิภาพสูง เมื่อแบคทีเรียในถังหมักมีลักษณะเป็นเม็ด ตะกอนเม็ดจะเกิดขึ้นได้หรือไม่ขึ้นกับขนาดและรูปร่างของถังหมัก สุเมธ ขวเดช (2530) ได้รวบรวมหลักการออกแบบระบบหมักยูเอเอสบีดังมีรายละเอียดต่อไปนี้

2.3.7.1 วิธีป้อนน้ำเสีย (feed mode) เข้าสู่ถังหมักมีความสำคัญมากต่อระบบหมักสำหรับน้ำเสียที่ซีโรคิมีค่าต่ำ วิธีป้อนน้ำเสียควรเป็นแบบตลอดเวลา (continuous feeding) แต่ถ้าในกรณีน้ำเสียที่มีค่าซีโรคิสูง (สูงกว่า 10,000 มก./ล.) ควรสูบล้ำเป็นจังหวะสั้นๆ (intermittant pulse feeding) เพื่อเพิ่มการกวนผสมในชั้นตะกอนเม็ดและให้น้ำเสียกระจายทั่วพื้นที่หน้าตัดของถังหมัก ควรมีท่อพ่นน้ำเสียไม่ต่ำกว่า 1 ท่อออกสำหรับทุกๆพื้นที่หน้าตัด 1 ม.<sup>3</sup>

2.3.7.2 หมุนเวียนน้ำที่ผ่านถังหมักแล้วกลับเข้าถังหมัก (recycle) การหมุนเวียนน้ำเสียป้อนกลับเข้าถังหมักมีจุดประสงค์ต่างๆ ดังนี้คือ เพื่อเจือจางน้ำเสียซึ่งมีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูง เพื่อช่วยให้การกวนผสมดีขึ้นและเพื่อช่วยปรับ pH น้ำเสียที่เข้าถังหมักให้สูงขึ้นในกรณีที่ระบบบำบัดธาป้อนสารอินทรีย์ต่ำและ/หรือน้ำเสียมีความเข้มข้นสารอินทรีย์ต่ำ อาจไม่จำเป็นต้องหมุนเวียนน้ำ

2.3.7.3 การเจือจางน้ำเสียก่อนเข้าระบบหมัก (dilution) อาจมีความจำเป็นในกรณีที่น้ำเสียนั้นมีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงมากหรือในกรณีมูลสัตว์และวัสดุเหลือใช้การเกษตร

ซึ่งต้องใช้น้ำผสมให้วัสดุที่จะบ่อนอยู่ในรูปของเหลวไหลเข้าออกระบบได้สะดวก สำหรับน้ำเสียที่มีสารพิษในปริมาณสูง การเจือจางด้วยน้ำจะสามารถลดความเป็นพิษลงได้ นอกจากนี้ในช่วงเริ่มเดินระบบการเจือจางด้วยน้ำเป็นสิ่งจำเป็นมาก แต่อย่างไรก็ตามการเจือจางจะเป็นการเพิ่มปริมาตรน้ำที่ล้นออก ซึ่งจะเพิ่มภาระและค่าใช้จ่ายในขั้นตอนถัดไปดังนั้นถ้าการเจือจางไม่จำเป็นนักก็ควรหลีกเลี่ยง

2.3.7.4 สภาพการไหลของน้ำในถังหมัก (flow pattern) มีความสำคัญมากในการก่อให้เกิดการสร้างแบคทีเรียชนิดเม็ทในถังหมัก กล่าวคือถ้าสภาพการไหลไม่เหมาะสมแล้วแบคทีเรียในถังจะไม่อยู่ในรูปเม็ทหรืออาจเกิดสภาพการยกตัวของตะกอนแบคทีเรียและลอยออกจากถังจนหมด ซึ่งในที่สุดถังหมักจะอยู่ในสภาพเสียสมดุล สภาพการไหลของน้ำในถังหมักควรมีข้อกำหนดดังนี้

อัตราการไหลต่อพื้นที่หน้าตัด  $> 0.25-0.4$  ม./ชม. แต่  $< 2$  ม./ชม.

biogas flux  $> 0.15-0.3$  ม.<sup>3</sup>/ม.<sup>2</sup>·ชม.

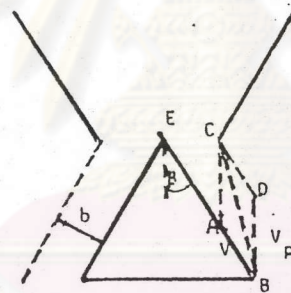
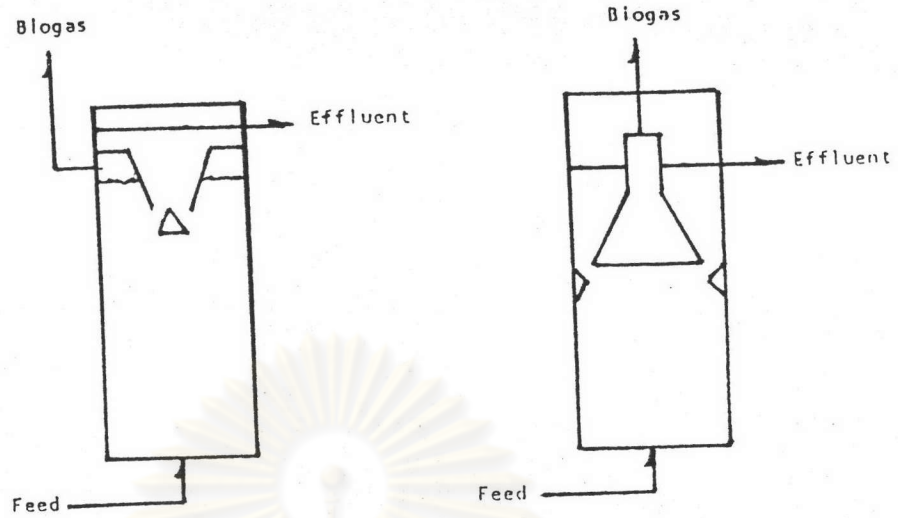
2.3.7.5 ปริมาณตะกอนแบคทีเรียในถังหมัก (sludge hold-up) ปริมาณตะกอนแบคทีเรีย ยิ่งมีมากยิ่งส่งผลดีต่อการผลิตก๊าซชีวภาพและการกำจัดสารอินทรีย์ แต่สิ่งที่ควรระวังคืออย่าให้ชั้นของตะกอนเม็ทและตะกอนเบาอยู่สูงถึง settler มิฉะนั้นแล้วแบคทีเรียจะหลุดลอยออกมากับน้ำที่ล้นออก ดังนั้นในทางปฏิบัติจึงต้องมีการตรวจเช็คระดับของตะกอนในถังหมักอย่างสม่ำเสมอเพื่อกำหนดปริมาณตะกอนที่จะต้องนำออกจากถังหมัก

2.3.7.6 เครื่องแยกตะกอนแบคทีเรียและก๊าซออกจากน้ำ (gas-solid separator) ซึ่งติดตั้งอยู่ส่วนบนของถังหมักอาจมีได้หลายรูปแบบ ดังแสดงในรูปที่ 2.11 การออกแบบส่วนของการตกตะกอนและแยกก๊าซมีความสำคัญมากเช่นเดียวกับการออกแบบส่วนอื่นของถังหมัก

สิ่งที่ควรพิจารณาในการออกแบบ (design criteria) ทั่วๆไปมีดังนี้

- slope ของ inclined wall ของ settler =  $50^{\circ}$
- มี baffle ใต้ settler เพื่อป้องกันการสูญเสียก๊าซ





$$AC/AB = V_p/V$$

$V_p$  = Bubble velocity

คำนวณได้จาก Stoke's law

$$V_p = (e_s - e) g D^2 / 18\mu$$

โดย  $V = Q/b\beta n$

$Q$  = design flowrate

$b$  = aperture width

$\beta$  = length of aperture

$n$  = number of settlers in reactor

รูปที่ 2.10 รูปแบบส่วนการแยกตะกอนและก๊าซของถังหมัก ยูเอเอสบี

(สุเมธ ขวเดช, 2530)

- surface loading in settler < 0.7 ม./ชม.
- average flow through the aperture (V) < 2 ม./ชม.

2.3.7.7 ชนิดของระบบหมัก (single-stage or two-stage system) หลักการทั่วไปในการออกแบบระบบหมักยูเอเอสพี จะใช้ระบบหมักขั้นตอนเดียว (single-stage) สำหรับน้ำเสียที่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในรูปของแป้ง จำเป็นต้องใช้ระบบสองขั้นตอน (two-stage) เพื่อให้สารอินทรีย์ของแข็งเหล่านี้ถูกไฮโดรไลซ์และเปลี่ยนเป็นกรดอินทรีย์ในถังหมักแรกก่อน แล้วจึงถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซชีวภาพในถังหมักมีเทน ซึ่งเป็นถังที่สองของระบบยูเอเอสพี ขนาดของถังหมักแรกจะมีขนาดเล็กเป็น 1/5 ถึง 1/7 ของถังหมักมีเทน ในกรณีที่ขาดข้อมูลการทดลองการออกแบบถังหมักยูเอเอสพี ควรเป็นแบบสองขั้นตอน

2.3.7.8 อัตราป้อนที่ใช้ในการออกแบบ (design loading) โดยทั่วไปจะอยู่ในช่วง 5-18 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>·วัน แต่อาจสูงกว่าช่วงดังกล่าวได้ ขึ้นกับลักษณะสมบัติน้ำเสีย ดังนั้นการทดลองขั้นห้องปฏิบัติการจึงมีความจำเป็นมาก ในกรณีที่น้ำเสียมีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงและมีสารพิษต่างๆปะปนอยู่อาจมีความจำเป็นต้องมีการทดลองขั้น pilot scale เพื่อให้ได้ข้อมูลการออกแบบที่น่าเชื่อถือสูง

#### 2.4 งานวิจัยเกี่ยวกับระบบยูเอเอสพีที่ผ่านมาในต่างประเทศ

ปี ค.ศ. 1971 Lettinga และคณะได้เริ่มทำการค้นคว้าระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสพีขึ้น ที่ประเทศเนเธอร์แลนด์ โดยใช้ถังขนาด 2.7-61 ล. สูง 0.30-1.05 เมตร น้ำเสียที่ทดลองเป็นน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล โรงงานนมผงตัดแปลง โรงงานกระดาษลิตอง มีค่าชีโรดี 5,000-12,000 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 65-95% ที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 10-14 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>·วัน ที่เวลาเก็บกัก 5-48 ชั่วโมง จากนั้นก็มีการทดลองและนำระบบยูเอเอสพีไปใช้กันอย่างแพร่หลาย

ในปี ค.ศ.1975 Lettinga และคณะได้ทำการทดลอง ระบายน้ำด้วยยูเอเอสพีซึ่งมี ปริมาตร 6 ม.<sup>3</sup> สูง 3 เมตร ระบายน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลและโรงงานมันฝรั่งแปรรูป ซึ่งมีค่าซีโรดี 2,000-16,000 มก./ล. ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโรดี 90-95% ที่อัตรา บ้อนสารอินทรีย์ 10-45 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน

ปี ค.ศ.1976 Lettinga และคณะได้ทดลองระบบยูเอเอสพีที่มีขนาด 30 ม.<sup>3</sup> สูง 6 เมตร ระบายน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล พบว่าระบบสามารถรับอัตราบ้อนสารอินทรีย์ได้สูง ถึง 16.7 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup> วัน ข้อมูลที่ได้จากการทดลองนี้ถูกนำไปใช้ในการออกแบบถัง ยูเอเอสพีที่ใช้งานจริงเป็นครั้งแรกในปี ค.ศ.1977 ระบายน้ำที่ออกแบบมีขนาด 200 ม.<sup>3</sup> สูง 4.5 เมตร ระบายน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลที่มีความเข้มข้นซีโรดี 4,000-5,200 มก./ล. เวลาเก็บกัก 6-8 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโรดี 87-95% ที่อัตราบ้อนสารอินทรีย์ 14-16 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน

ปี ค.ศ.1978 Heertjes และ Van der Meer ได้ทำการทดลองระบบ ยูเอเอสพีขนาด 30 ม.<sup>3</sup> สูง 6 เมตร ระบายน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลที่มีค่าซีโรดี 2,500-6,500 มก./ล. ที่ระยะเวลาเก็บกัก 5 ชั่วโมงและมีอัตราบ้อนสารอินทรีย์ 17.2 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโรดี 95% อัตราการผลิตก๊าซ ชีวภาพ 5 ม.<sup>3</sup>/ม.<sup>3</sup>น้ำเสีย วัน สัดส่วนก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพ 85% นอกจากนั้นยังได้ รายงานไว้ว่าถ้าน้ำเสียมีเวลาอยู่ในถังหมักน้อยจะทำให้อัตราการเจริญของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนน้อยไม่เพียงพอที่จะทดแทนตะกอนแบคทีเรียที่ออกจากระบบ จากการศึกษาการไหล ของน้ำเสียนับถึงระบายน้ำ Li<sup>+</sup> tracer ยังพบว่าในชั้นตะกอนเมื่อดำเนินการกวนผสม 2 ชนิดคือ ผ่านไป (bypassing) และกระแสไหลย้อน แต่ในชั้นตะกอนเบามีการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ และถ้าชั้นตะกอนเมื่อดำเนินการกวนผสมเพิ่มขึ้นจาก 1.2 เมตรเป็น 2.2 เมตร จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบ เพิ่มขึ้น

ปี ค.ศ.1980 Lettinga และคณะได้สรุปว่าระบบยูเอเอสพีสามารถระบายน้ำเสีย ที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ต่ำเช่นกัน ในการทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานแป้งมันฝรั่งและโรง

งาน sugar-beet พบว่าระบบสามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้สูงถึง 25 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ตะกอนจุลินทรีย์มีการพัฒนาตัวน้ำเสียได้ดี มีลักษณะการตกตะกอนดี ประสิทธิภาพการผลิตก๊าซสูง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆได้แก่ การอัดตัวของตะกอน ความสูงของตะกอนชั้นล่าง ความเข้มข้นของตะกอน นอกจากนี้ในการทดลองนี้ยังพบว่าระบบยูเอเอสบีเหมาะสมสำหรับกระบวนการ denitrification ในถังหมักที่สร้างกรด

ปี ค.ศ.1982 Lettinga และคณะทำการทดลองระบบยูเอเอสบี ในถังขนาด 120 ลิตร สูง 2 เมตร เส้นผ่าศูนย์กลาง 0.3 เมตร ใช้ตะกอนเมือคจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานน้ำตาลมาเป็นตัวเริ่มต้น (seed) น้ำเสียดังกล่าวมีค่าชีโรดี 320-950 มก./ล. ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 8°-20°ซ. ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 65-85% ปี ค.ศ.1982 Pette และ Versprille ได้ทดลองบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลที่เมือง Breda ประเทศเนเธอร์แลนด์ ซึ่งมีค่าชีโรดี 17,000 มก./ล. ที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 15 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ให้ประสิทธิภาพการบำบัด 96% จากนั้นได้ทำการทดลองในถังยูเอเอสบีที่ใหญ่ขึ้นมีปริมาตร 900-1,425 ม.<sup>3</sup> น้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลมีความเข้มข้นชีโรดี 1,850-4,000 มก./ล. ระยะเวลาเก็บกัก 4-5.7 ชั่วโมง อัตราป้อนสารอินทรีย์ 12-16.5 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ประสิทธิภาพการบำบัด 70-75% ปี ค.ศ. 1982 Buijs และคณะได้แสดงให้เห็นว่าการแพร่กระจายของตะกอนแบคทีเรียในถังยูเอเอสบี ซึ่งเป็นการป้อนน้ำเสียจากด้านล่างของถังขึ้นไปด้านบนมีความสัมพันธ์กับความเร็วของน้ำเสียในถัง ปริมาณก๊าซที่เกิดและการตกตะกอนของตะกอนแบคทีเรีย

ปี ค.ศ.1983 Hulshoff และคณะซึ่งได้ศึกษากระบวนการเกิดตะกอนเมือคในระดับห้องปฏิบัติการ รายงานว่าพบตะกอนเมือคที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 2-5 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน และหากเพิ่มตะกอนเมือคลงในถังหมักเล็กน้อยจะมีผลทำให้ methanogenic activity เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว คาดว่าเนื่องจากตะกอนเมือคที่เพิ่มขึ้นชักนำให้เกิดตะกอนเมือคในระบบมากขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่าแคลเซียมที่ความเข้มข้น 150 มก./ล. จะทำให้ตะกอนเมือคมีการตกตะกอนดีขึ้น

ปี ค.ศ.1984 Sayed de Zeeuw และ Lettinga ได้ทดลองเดินระบบยูเอเอสพีแบบขั้นตอนเดียวกับน้ำเสียจากโรงฆ่าสัตว์ ถึงหมักมีขนาด 30 ม.<sup>3</sup> สามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้ 3.5 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 8 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 70% ในปีเดียวกัน Christensen และคณะได้ปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลไม้มักระป่อง เพื่อรับกับกำลังการผลิตที่เพิ่มขึ้น โดยใช้ระบบยูเอเอสพีขนาด 2,200 ม.<sup>3</sup> น้ำเสียมีค่าชีโรดี 2,500 มก./ล. ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21.2 ชั่วโมงและอัตราป้อนสารอินทรีย์ 3 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดีสูงถึง 85%

ปี ค.ศ.1985 Wiegant และคณะได้ทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้น้ำกากสาซึ่งมีความเข้มข้นชีโรดีระหว่าง 1,700-35,110 มก./ล. ป้อนเข้าระบบยูเอเอสพีขนาด 5.75 ลิตร ที่อุณหภูมิ 55° ซ. แบบกึ่งต่อเนื่อง (semicontinuous feed) จากการทดลองพบว่าปริมาณของมีเซนตอกก.ของน้ำกากสา จะลดลงเป็นเส้นตรงกับความเข้มข้นของน้ำกากสาที่เพิ่มขึ้น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากน้ำกากสายิ่งมีความเข้มข้นมากสารยับยั้งหรือสารพิษก็จะเพิ่มมากขึ้นซึ่งจะทำให้ VFA ของน้ำในถังยูเอเอสพีมีค่าสูง ดังนั้นเมื่อเพิ่มอัตราป้อนสารอินทรีย์ไปเรื่อยๆถึงจุดหนึ่งจะพบว่า VFA ของน้ำที่ออกจากระบบจะสูงขึ้นเรื่อยๆและ VFA ที่สูงมีผลให้ประสิทธิภาพการเกิดมีเซนตอลง ในการทดลองใช้ตะกอนเม็ดจากระบบเทอร์มอฟิลิกอื่นเป็น seed material ใช้ระยะเวลาเริ่มต้นเดินระบบ 4 เดือน ผลการทดลองคือระบบสามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้ถึง 86.4 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ให้มีเซน 26 ม.<sup>3</sup>/ม.<sup>3</sup> วัน ในปีเดียวกัน Wiegant และ Lettinga ได้ทำการทดลองเริ่มต้นเดินระบบเทอร์มอฟิลิกยูเอเอสพีในถังขนาด 5.75 ลิตร โดยใช้ seed material ต่างๆ กันได้แก่ มูลวัว mesophilic granular sludge digested sewage sludge และทั้งสามอย่างข้างต้นรวมกันในอัตราส่วนเท่าๆกัน พบว่า mesophilic granular sludge ใช้เริ่มต้นเดินระบบเทอร์มอฟิลิกยูเอเอสพีได้ดีที่สุด ปี ค.ศ.1985 Wiegant และ de Man ได้ศึกษาลักษณะของตะกอนเม็ดในระบบเทอร์มอฟิลิกยูเอเอสพี (55° ซ.) ในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีลักษณะเป็นกรดประกอบด้วย acetate และ butyrate ทำให้ทราบว่าตะกอนเม็ดประกอบด้วยแบคทีเรียประเภท

methanothrix และ methanosarcina เช่นเดียวกับกับระบบเมธานอลิติกเอเอสพี แต่ methanotrix granule ที่พบในระบบเทอร์โมฟิลิติกเอเอสพีมีเส้นใยที่สั้นกว่า ปี ค.ศ.1985 Koster และ Lettinga ได้ทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันฝรั่งที่มีความเข้มข้นซีโรดี 18,000 มก./ล. บ้อนเข้าระบบยูเอเอสพีขนาด 5.65 ลิตร ที่อุณหภูมิ 14<sup>o</sup>ซ. ที่อัตราบ้อนสารอินทรีย์ 3 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup> วัน นอกจากนั้นยังได้ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 20<sup>o</sup>ซ. โดยน้ำเสียชนิดเดียวกันซึ่งมีความเข้มข้นซีโรดี 13,500 มก./ล. ที่อัตราบ้อน 4-5 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน แสดงให้เห็นว่าระบบยูเอเอสพีสามารถทำงานได้ที่อุณหภูมิต่ำ (psychrophilic) เช่นเดียวกัน และเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดแบบอื่นๆ เช่น contact digester Upflow Anaerobic Filter Downflow Anaerobic Fixed Film ที่อุณหภูมิเดียวกันแล้ว ระบบยูเอเอสพีมีประสิทธิภาพสูงกว่า ปี ค.ศ.1985 Sanchez และคณะได้ศึกษาความเหมาะสมในการใช้ระบบยูเอเอสพีเพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นแอลกอฮอล์ (น้ำกากส่า) ในประเทศอาร์เจนตินา โดยทำการทดลองในถังหมักขนาด 100 ลิตร น้ำกากส่ามีค่าซีโรดี 35,000-100,000 มก./ลิตร พบว่าระบบสามารถรับอัตราบ้อนสารอินทรีย์ได้สูงถึง 24 กก.ซีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโรดี 75% มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 9 ล./ล.น้ำเสีย วัน โดยมีก๊าซมีเทนเฉลี่ย 58% ความเร็วในการตกตะกอนของตะกอนแบคทีเรียจะเป็นตัวบ่งชี้ถึงประสิทธิภาพของตะกอนแบคทีเรีนั่นเอง ตะกอนแบคทีเรียที่ไม่ได้รับอาหารนาน 1 เดือนก็ยังสามารถปรับตัวให้มีประสิทธิภาพเหมือนเดิมได้ ปี ค.ศ.1985 Seng และคณะได้สรุปว่าการเกิด shock load ไม่ทำให้เกิดการสูญเสียของแบคทีเรียในถังหมักและเมื่อระบบสามารถผ่านพ้นสภาวะนี้ไปแล้วจะกลับสู่สภาวะเดิม การเกิด shock load มักเกิดกับระบบ high rate ดังนั้นเมื่อทำการทดลองแบบ high rate จึงควรเจือจางน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบเป็นลำดับขั้นไป ปีค.ศ.1985 Lettingaและคณะได้ทดลองใช้ระบบยูเอเอสพีบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำซึ่งเป็นน้ำเสียจากชุมชนมีค่าซีโรดี 10-700 มก./ล. มีค่า SS 100-900 มก./ล. ที่เวลาเก็บกัก 48-8 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิ 9<sup>o</sup>-20<sup>o</sup>ซ. มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโรดี 70-75% ปี ค.ศ.1985 Lettinga และคณะได้ทดลองระบบยูเอเอสพีในถังขนาด 64 ม.<sup>3</sup> เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน

ขนาด 500,000 คน ที่เมืองคาลี ประเทศโคลัมเบีย ความเข้มข้นชีโรตี 144-770 มก./ล. ที่เวลาเก็บกัก 6-2.3 ชั่วโมง ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดชีโรตีสูงถึง 75-82%

ปี ค.ศ. 1986 Bolle และคณะได้ตรวจสอบการไหลของน้ำเสียในถังหมักโดยใช้ลิเทียมที่เป็นไอโซโทปเป็นตัวนำ พบว่า sludge bed และ sludge blanket มีการผสมอย่างสมบูรณ์ ในบริเวณ settler จะมีการไหลแบบ (plug flow) การเกิดการไหลแบบลัดวงจร (short circuit) เหนือ sludge bed จะขึ้นกับความสูงของ sludge bed ในปีเดียวกัน Souza ได้รายงานว่ารระบบยูเอเอสพีสามารถใช้ได้กับน้ำเสียที่มีค่า pH ต่ำเนื่องจากระบบนี้มีค่า buffer ที่สูงมาก

ปี ค.ศ. 1987 Stronach และคณะได้ทดลองบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมยา โดยระบบยูเอเอสพีที่อุณหภูมิ  $36 \pm 1^{\circ}$  ซ. ถังยูเอเอสพีมีขนาด 4 ลิตร น้ำเสียมีค่าชีโรตี 1,302-3,000 มก./ล. อัตราบ้อนสารอินทรีย์ 0.75-3 กก.ชีโรตี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 1-1.74 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรตี 26-69% นอกจากนั้นยังได้ทำการทดลองเปรียบเทียบระบบยูเอเอสพีกับระบบ AFB (Anaerobic Fluidized Bed) พบว่าระบบ AFB มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมยาสูงกว่าระบบยูเอเอสพี นั่นคือสามารถรับอัตราบ้อนสารอินทรีย์ได้สูงถึง 7.5 กก.ชีโรตี/ม.<sup>3</sup> วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรตี 78%

ปี ค.ศ. 1988 Endo เสนอผลการทดลองว่าการเจริญของแบคทีเรียลักษณะเส้นยาวที่สร้างกรดบนผิวด้านนอกของตะกอนแบคทีเรียชนิดเม็ด จะเป็นสาเหตุให้เกิดสภาพ anaerobic sludge bulking ที่เป็นการสูญเสียตะกอนแบคทีเรียออกจากระบบ ปี ค.ศ. 1988 Schulze และคณะได้รายงานผลการทดลองว่ารระบบยูเอเอสพีที่มีความเข้มข้น  $\text{NH}_4^+$  สูงจะทำให้เกิดตะกอนเม็ดที่มีขนาดเล็กและมีความหนาแน่นต่ำ ปี ค.ศ. 1988 Habets และคณะได้ทดลองใช้ระบบยูเอเอสพีกับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตกระดาษ โดยถังยูเอเอสพีมีขนาด 19 ม.<sup>3</sup> น้ำเสียมีค่าชีโรตีประมาณ 20,000 มก./ล. สามารถรับอัตราบ้อนสารอินทรีย์ได้ 19 กก.ชีโรตี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 1.05 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรตี 45-50 %

(มีค่าต่ำเพราะว่ามีลิแกนด์ซึ่งเป็นสารพิษเป็นส่วนผสมในน้ำเสีย) ประสิทธิภาพการผลิตมีเทนคือ 0.31 ม.<sup>3</sup>/กก.ชีโรดีที่ถูกลำกัด

ปี ค.ศ.1989 Guyot และ Ramirez ได้รายงานว่าพอร์เมตสามารถยับยั้งการเพิ่มจำนวนของมีเทนแบคทีเรียจากการย่อยสลายอะซีเตทได้ ตะกอนแบคทีเรียส่วนใหญ่ประกอบด้วย hydrogenophilic methanogen acetoclastic methanogen และ obligate hydrogen producing acetogens

ปี ค.ศ.1990 Cayless และคณะได้ทดลองใช้ระบบยูเอเอสพีกับน้ำเสียจากโรงงานผลิตไอศกรีม โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ 35° ซ. ในถังขนาด 6 ลิตร น้ำเสียมีค่าชีโรดี 5,000 มก./ล. อัตราป้อนสารอินทรีย์ 0.5-5.0 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน เวลาเก็บกัก 10-0.75 วัน พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 62% อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด 2.54 ลิตร/วัน นอกจากนั้นยังพบว่าหากเติมเมธานอลลงในน้ำเสียเล็กน้อยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบจะชักนำให้เกิดตะกอนเม็ดเร็วขึ้น ตะกอนเม็ดที่เกิดจะมีการจมตัวดีมี activity สูง และมีประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดีสูง อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดออกจากระบบ (wash-out) สูงมากขึ้น ปี ค.ศ. 1990 Goodwin และคณะได้ทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ทำให้คล้ายน้ำเสียจากโรงงานผลิตไอศกรีมซึ่งมีไขมันเป็นส่วนผสมหลักกับระบบยูเอเอสพีขนาด 0.75 ลิตร จำนวน 10 ถัง ใช้น้ำเป็นถังทดลอง 4 ถู อีก 1 ถูเป็นถังควบคุม ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 35° ซ. โดยถังทดลองแต่ละถังจะป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนผสมต่างๆกันมีชีโรดีระหว่าง 585-2,340 มก./ล. พบว่าระบบสามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้ 0.76-3.06 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 18.4 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดีสูงถึง 60-87% นอกจากนั้นยังพบว่า การเพิ่มก๊าซเฉื่อย (inert gas) เข้าไปช่วยในการกวนผสมจนถึงหมักไม่ทำให้เกิดตะกอนเม็ดเร็วขึ้นแต่อย่างไร การเติม CaCl<sub>2</sub> ลงในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบช่วยทำให้เกิดก๊าซชีวภาพดีขึ้น Cheng และคณะ (1990) ได้ทำการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตไวน์ในประเทศไต้หวัน โดยระบบยูเอเอสพีมีขนาด 127 ม.<sup>3</sup> น้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบมีค่าชีโรดีเฉลี่ย 15,000 มก./ล. สามารถรับอัตราป้อน



ได้ถึง 15 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 20-30 ชั่วโมง

ปี ค.ศ.1993 Visser และคณะได้ศึกษาาระบบเทอร์โมฟิลิกยูเอเอสพี (55<sup>o</sup>ซ.) ในถังทดลองขนาด 0.135 ลิตร โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มี VFA และซัลเฟตในระบบ อัตราป้อนสารอินทรีย์ 6.5-7.0 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 6-6.3 ชั่วโมง อัตราการกำจัดชีโรดี 77-98% นอกจากนั้นยังได้รายงานว่าถ้า pH ของระบบมากกว่า 8 จะทำให้เกิดมีเซนและการกำจัดซัลเฟตลดลง โดยกระบวนการกำจัดซัลเฟตมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของ pH มากกว่ากระบวนการเกิดมีเซน กระบวนการกำจัดซัลเฟตเข้าสู่สภาวะปกติใช้เวลาประมาณ 30 วันหลังจากเกิด pH shock ในขณะที่กระบวนการเกิดมีเซนใช้เวลาน้อยกว่า 30 วัน Takashi และคณะ (1993) รายงานผลการทดลองระบบเทอร์โมฟิลิกยูเอเอสพีแบบลูกผสมคือติดตั้งตัวกรอง (filter) เข้าไปที่ส่วนบนก่อนถึงส่วนแยกตะกอนและก๊าซของถังหมัก โดยตัวกรองทำด้วยโพลีพรไพลีน น้ำเสียที่เข้าคือน้ำเสียจากกระบวนการทำให้ตะกอนแห้งด้วยความร้อน (thermal sludge conditioning liquor) ถังหมักมีขนาด 10.4 ม.<sup>3</sup> สูง 6 ม. ตัวกรองสูง 1 ม. สามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้สูงถึง 30 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 6 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 70% อัตราการเกิดมีเซน 0.3-0.4 ลิตร/กรัม ชีโรดีที่ถูกกำจัด นอกจากนั้นยังพบว่าการกระจายตัวของน้ำเสียที่ชั้นตะกอนเม็คเป็นแบบ CSTR (Continuously Stirred Tank Reactor) ตะกอนเม็คที่เกิดมีขนาดเล็กกว่า 1 มม. ประกอบด้วย methanotrix เป็นส่วนใหญ่

ปี ค.ศ.1993 Yan และคณะได้ทำการทดลองระบบยูเอเอสพีที่อุณหภูมิ 34<sup>o</sup>ซ. น้ำเสียที่เข้ามาจากโรงงานผลิตเนย (cheddar cheese whey) ที่ประเทศแคนาดา มีค่าชีโรดี 4,600-38,100 มก./ล. ถังทดลองทำด้วย acrylic มีเส้นผ่าศูนย์กลาง ภายใน 11.5 ซม. สูง 168 ซม. มีปริมาตร 14.3 ลิตร ใช้ flocculant sludge จากระบบ ARBC (Anaerobic Rotating Biological Contact) เป็น seed material มีอัตราป้อนสารอินทรีย์ 0.91-7.77 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ได้พบผลการทดลองที่แปลกคือเกิด 2-phase ขึ้นในถังปฏิกริยาเดียวกันกล่าวคือภายในถังเกิดเขตของ acidogenic ขึ้นที่ส่วนล่างของถังต่ำ

กว่า 4 ชม.ลงไป บริเวณนี้จะพบว่า pH ต่ำ (ประมาณ 4-5 ) VFA สูง (2,895 มก./ล.) อัตราการกำจัดชีโรดีต่ำ (17-49%) ส่วนเหนือกว่า 12 ชม.นับจากกันถึงจะเป็นเขตของ methanogenesis โดยพบว่าที่บริเวณนี้ pH สูงประมาณ 6.4 VFA ต่ำกว่า 100 มก./ล. อัตราการกำจัดชีโรดีมากกว่า 60% แต่เมื่อทำการทดลองแบบเดียวกันนี้กับน้ำเสียจากโรงงานผลิตยีสต์ขนมปังไม่ปรากฏ 2-phase ขึ้นมาดังปฏิกิริยา ดังนั้นจึงคาดว่า การเกิด 2-phase ขึ้นในระบบยูเอเอสพีขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียแต่ละชนิด

## 2.5 งานวิจัยเกี่ยวกับระบบยูเอเอสพีที่ผ่านมากในประเทศไทย

ปี พ.ศ.2529 สุพรรณม์ ชาตตระกูลและคณะได้ทำการวิจัยการบำบัดน้ำกากส่า โดยระบบยูเอเอสพี ขนาด 0.3 ม.<sup>3</sup> ที่อุณหภูมิ 31°ซ. น้ำกากส่ามีค่าชีโรดี 31,370-80,360 มก./ล. รับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้ 2.3-15.6 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup> วัน เวลาเก็บกัก 4.3-15.6 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 49-66 % ผลิตก๊าซชีวภาพได้ 194-1,100 ลิตร/วัน ก๊าซชีวภาพมีมีเทนเป็นส่วนประกอบ 70-80% ผนัง จิตต์จรุงเกียรติ (2529) ได้ทำการทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานผลิตนมถั่วเหลืองบรรจุขวด (บ.กรีนสโตน) มีค่าชีโรดี 13,250-39,750 มก./ล. ป้อนเข้าระบบยูเอเอสพีขนาด 0.25 ม.<sup>3</sup> ที่อุณหภูมิห้อง สามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้ 2.65-7.95 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 5 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 58-95% ผลิตก๊าซมีเทน 170-262 ลิตร/วัน

ปี พ.ศ.2530 พีรพงษ์ ทิพยาทร ทดลองบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตนมถั่วเหลือง โดยใช้ระบบยูเอเอสพีเช่นเดียวกับผนัง จิตต์จรุงเกียรติแต่ชีโรดีที่เข้ามีค่าต่ำกว่า ชีโรดีคือ 797-1,261 มก./ล. ทำการทดลองในถังขนาด 106 ลิตร พบว่าสามารถรับอัตราป้อนสารอินทรีย์ได้ 0.43-4.78 มก./ล. ที่เวลาเก็บกัก 6-4 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 57-95% อัตราการเกิดก๊าซ 10-14 ลิตร/วัน

ปี พ.ศ.2533 อรุณี วจนะวิจัยและธีระ เกรอด ทดลองบำบัดน้ำเสียจากโรงงาน

เปียร์โดยระบบยูเอเอสพีที่อุณหภูมิ 35°ซ. ทำการทดลองในถังขนาด 300 ลิตร น้ำเสียมีค่าชีโรดี 350-4,000 มก./ล. อัตราป้อนสารอินทรีย์ 0.35-23.5 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 4-24 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 90-94% อัตราการเกิดก๊าซมีเทน 211-350 ลิตร/กก.ชีโรดีที่ถูกกำจัด มีสัดส่วนมีเทนในก๊าซชีวภาพ 74-81% Verink และคณะ (2533) ได้ทดลองบำบัดน้ำเสียจากโรงงานสุรา จ.บุรีรัมย์ ในถังยูเอเอสพีขนาด 3.5 ม.<sup>3</sup> ที่อุณหภูมิ 31°ซ. น้ำกากส่ามีค่าชีโรดี 50,000-150,000 มก./ล. อัตราป้อนสารอินทรีย์ 3-4 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน ที่เวลาเก็บกัก 65-22 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 50-79% Hideki (2533) ทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์ประเภทกรด (acetate) และน้ำเสียสังเคราะห์ประเภทคาร์โบไฮเดรต ((starch+sucrose), โกลาส) ป้อนเข้าระบบยูเอเอสพีที่อุณหภูมิ 15°ซ. 25°ซ. และ 35°ซ. พบว่าตะกอนเมือกที่เลี้ยงด้วยน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางใหญ่กว่าที่เลี้ยงด้วยน้ำเสียประเภทกรด นอกจากนั้นน้ำตาล เช่น rhamose galactose glucose xylose ribose ซึ่งเป็นองค์ประกอบหนึ่งของตะกอนเมือกแบคทีเรียจะมีปริมาณต่างกันขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสียที่เป็นอาหารของตะกอนแบคทีเรียนั้นๆ

ปีพ.ศ.2534 Cheng ทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานสุรายุชยากับระบบเทอร์โมฟิลิกยูเอเอสพี (55°ซ.) ขนาด 0.13 ม.<sup>3</sup> น้ำเสียที่เข้ามีค่าชีโรดี 9,801-10,476 มก./ล. อัตราป้อนสารอินทรีย์ 2.2-25 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน เวลาเก็บกัก 0.4-5 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 50-60% อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 43-536 ลิตร/วัน ก๊าซชีวภาพประกอบด้วยมีเทนเฉลี่ย 61-77%

ปี พ.ศ.2535 Jayadevan ทำการทดลองใช้ระบบเทอร์โมฟิลิกยูเอเอสพีกับน้ำกากส่าจากโรงงานสุรายุชยาเช่นเดียวกับ Cheng ถึงทดลองมีขนาด 0.13 ม.<sup>3</sup> ชีโรดีน้ำกากส่า 10,000 มก./ล. อัตราป้อนสารอินทรีย์ 19-27 กก.ชีโรดี/ม.<sup>3</sup>วัน เวลาเก็บกัก 11-8.6 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดชีโรดี 34-60% อัตราการเกิดมีเทน 226-435 ลิตร/วัน