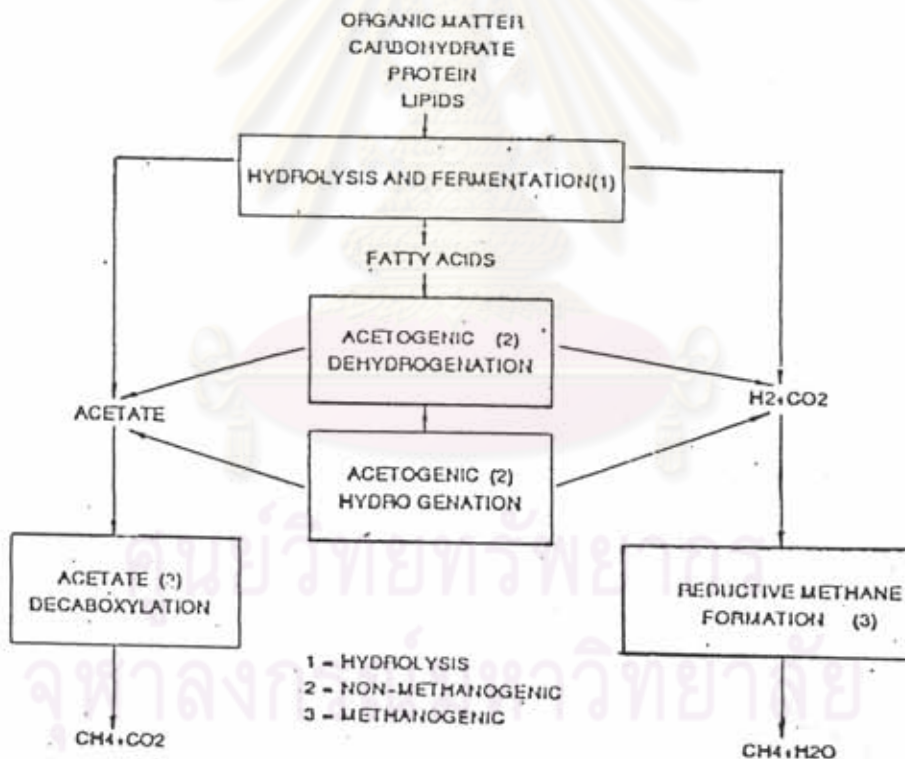


ทฤษฎีของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

2.1 ชีวเคมีและจุลชีววิทยาของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ เกิดขึ้นจากการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์หลาย ๆ ชนิดในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะ ไร้ออกซิเจนอิสระ อาจแบ่งขั้นตอนการทำงานตามลำดับของกระบวนการได้เป็น 3 ขั้นตอน ได้แก่

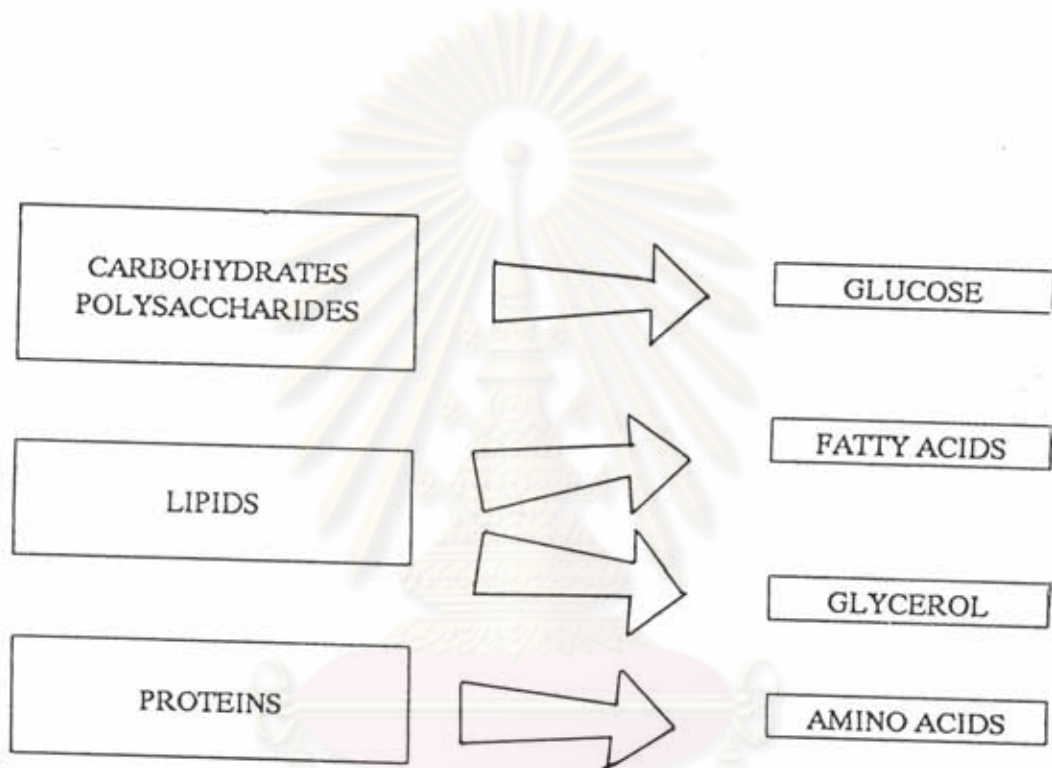
- 1) ขั้นตอนไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)
- 2) ขั้นตอนการสร้างกรด (Non-Methanogenesis)
- 3) ขั้นตอนการสร้างก๊าซมีเทน (Methane Formation)



รูปที่ 2.1 ขั้นตอนการทำงานของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ

### 2.1.1 ขั้นตอนไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

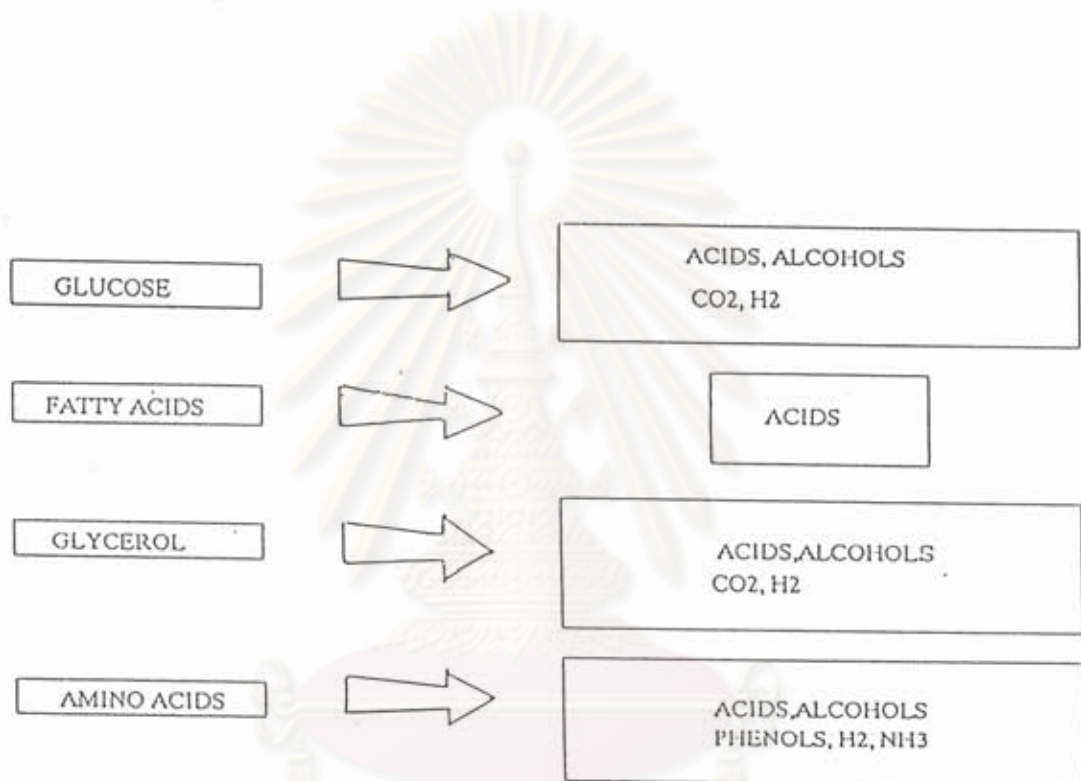
สารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อน (Complex Organic) ซึ่งมีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีนและไขมัน จะถูกย่อยแตกตัวเป็น โมเลกุลขนาดเล็ก และสามารถละลายน้ำได้ เช่น กรดอะมิโน กลูโคส กลีเซอรอล กรดไขมัน โดยอาศัยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ซึ่งจุลินทรีย์จะปล่อยน้ำย่อยออกมาสู่ภายนอก (External Enzymes) เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาและในขั้นตอนนี้ยังไม่มี การกำจัดซีไอที ดังแสดงในรูป 2.2



รูปที่ 2.2 การย่อยสลายอินทรีย์แบบไร้อากาศของขั้นตอนไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) (1)

### 2.1.2 ขั้นตอนการสร้างกรด (Non Methanogenesis)

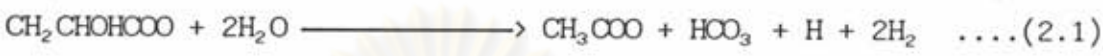
สารประกอบอินทรีย์อย่างง่าย (Simple organic) ที่ถูกย่อยสลายมาจากขั้นตอนไฮโดรไลซิส จะถูกดูดซึมเข้าเซลล์ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด เพื่อใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่และใช้เป็นพลังงาน ในช่วงนี้สารอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นกรดอินทรีย์ (Volatile fatty acids) และสารอื่น ๆ โดยกลไกย่อยสลายภายในเซลล์ จะได้กรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ดังแสดงในรูป 2.3



ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูปที่ 2.3 การย่อยสลายอินทรีย์แบบไร้อากาศขั้นตอนสร้างกรด (Non-Methanogenesis) (1)

การย่อยสลายอินทรีย์ ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรดส่วนใหญ่จะ ได้กรดไพรูวิก (Pyruvic acid) ก่อนเสมอ หลังจากนั้นกรด ไพรูวิกจึงจะถูกย่อยสลายต่อไปเป็นกรดอินทรีย์โมเลกุลใหญ่กว่าอะซิติก เช่น กรดโพรพิโอนิก (Propionic acid) บิวทิริก (Butyric acid) เป็นต้น หรืออาจจะได้เป็นกรดอะซิติกเลยก็ได้ กรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่กว่าอะซิติกดังกล่าวจะถูกย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์ที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen Producing Acetogenic Bacteria) ไปเป็นกรดไฮโดรเจนดังสมการที่ 2.1 (2)



การย่อยสลายที่ไม่ผ่านกรดไพรูวิก สามารถเกิดขึ้นได้บ้าง เช่น การรวมตัวของคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน ได้จุลินทรีย์ Clostridium ได้กรดอะซิติก ดังสมการที่ 2.2 (3)



การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (Non-Methanogenic Bacteria) ดังแสดงในรูป 2.4

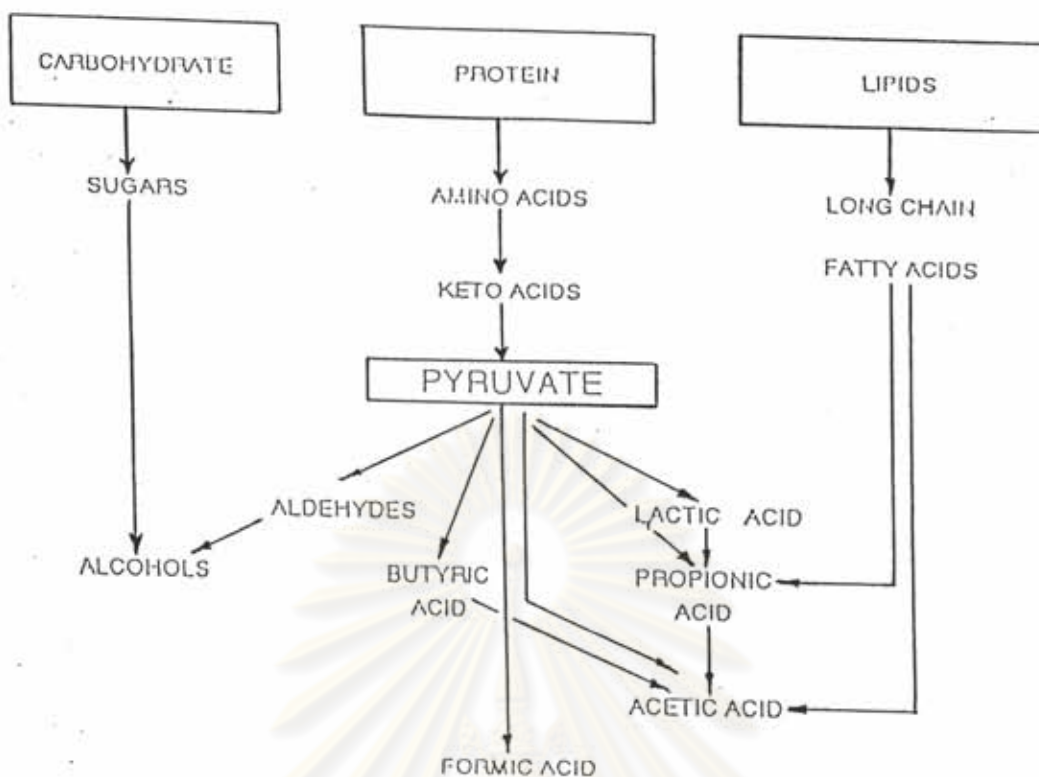
ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดนี้ จะมีผลทำให้ค่าซีไอต์ลดลงน้อยมากหรืออาจจะกล่าวได้ว่า ไม่ลดลงเลยถ้า ไม่มีการเกิดไฮโดรเจน ซีไอต์ที่ลดลงไปนั้นผลมาจากการสูญเสียประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ ในระหว่างที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารอินทรีย์เท่านั้น และเมื่อมีการสร้างไฮโดรเจน โดยที่อิเล็กตรอนถูกส่งให้กับไฮโดรเจนอิออนทำให้เป็นก๊าซ จึงเป็นการลดอิเล็กตรอนของสารอินทรีย์ทำให้สภาวะออกซิเดชันลดลง

จุลินทรีย์ ในขั้นตอนนี้ส่วนใหญ่เป็นจุลินทรีย์ที่ดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะที่มี และ ไม่มีออกซิเจน (Facultative Anaerobic Bacteria) (4, 5) ส่วนจุลินทรีย์ที่ดำรงอยู่ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอยู่เลย (Obligate Anaerobic Bacteria) มีอยู่น้อยมากดังแสดงในตารางที่ 2.1

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.1 แสดงชนิดของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (Non-Methanogenic Bacteria) (7)

Genus	Bacterial species	Reference
Aerobacter	<i>A. aerogenes</i>	TOERLEN (1957a)
Aeromonas	<i>Aeromonas</i> sp.	KOTZE et al. (1952)
Alcaligenes	<i>A. boodieri</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>A. faecalis</i>	McCARTY et al. (1952), TOERLEN (1957b)
	<i>A. viscolactis</i>	McCARTY et al. (1952)
	<i>Alcaligenes</i> sp.	KOTZE et al. (1952)
Bacillus	<i>B. cereus</i>	HATTINGH et al. (1957), TOERLEN (1957a,b)
	<i>B. cereus</i> var. <i>erythrodex</i>	HATTINGH et al. (1957), TOERLEN (1957a,b)
	<i>B. citroautans</i>	TOERLEN (1957a,b)
	<i>B. endorhynchus</i>	BUCK et al. (1953)
	<i>B. firmus</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>B. linalis</i>	COOKSON and BURBANK (1955), BURBANK et al. (1955)
	<i>B. megaterium</i>	HATTINGH et al. (1957), TOERLEN (1957a,b)
	<i>B. pantothenicus</i>	HATTINGH et al. (1957)
	<i>B. pumilus</i>	HATTINGH et al. (1957), TOERLEN (1957b)
	<i>B. sphaerolus</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>B. subtilis</i>	TOERLEN (1957a)
	<i>Bacillus</i> sp.	TOERLEN (1957a)
Bacteroides	<i>Bacteroides</i> sp.	POST et al. (1957)
Clostridium	<i>C. aminovalericum</i>	HARDMAN and ATADTMAN (1957)
	<i>C. carnositoides</i>	COOKSON and BURBANK (1955), BURBANK et al. (1955)
Escherichia	<i>E. coli</i>	McCARTY et al. (1952), COOKSON and BURBANK (1955), BURBANK et al. (1955), TOERLEN (1957b)
	<i>E. intermedia</i>	TOERLEN (1957a)
	<i>Escherichia</i> sp.	KOTZE et al. (1952)
Klebsiella	<i>Klebsiella</i> sp.	BURBANK et al. (1955)
Leptospira	<i>L. biliosa</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>Leptospira</i> sp.	BUCK (1954)
Micrococcus	<i>M. oxidans</i>	TOERLEN (1957a,b)
	<i>M. luteus</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>M. varians</i>	McCARTY et al. (1952), TOERLEN (1957a,b)
	<i>M. ureae</i>	TOERLEN (1957a,b)
	<i>Micrococcus</i> sp.	KOTZE et al. (1952)
Nitrosella	<i>N. ostarivida</i>	McCARTY et al. (1952)
Paraclostridium	<i>P. intermedia</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>P. coliformis</i>	TOERLEN (1957b)
Protus	<i>P. vulgaris</i>	TOERLEN (1957b)
Pseudomonas	<i>P. aeruginosa</i>	TOERLEN (1957a)
	<i>P. ambigua</i>	TOERLEN (1957a)
	<i>P. denitrificans</i>	BURBANK et al. (1955)
	<i>P. cloacae</i>	TOERLEN (1957a)
	<i>P. perolans</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>P. pseudomallei</i>	TOERLEN (1957a)
	<i>P. reptans</i>	McCARTY et al. (1952), TOERLEN (1957b)
	<i>P. riboflavina</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>Pseudomonas</i> spp.	BURBANK et al. (1955), HATTINGH et al. (1957)
Rhodospirillum rubrum	<i>R. rubrum</i>	KOTZE et al. (1952), TOERLEN (1957a,b)
Sarcina	<i>S. butylica</i>	TOERLEN (1957b)
	<i>S. cooksonii</i>	COOKSON and BURBANK (1955), BURBANK et al. (1955)
	<i>S. lutea</i>	McCARTY et al. (1952)
Serratia	<i>S. indiana</i>	BURBANK et al. (1955)
Streptococcus	<i>S. diploticus</i>	BUCK et al. (1953)
Streptomyces	<i>S. bislinensis</i>	TOERLEN (1957b)



รูปที่ 2.4 การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (2)

### 2.1.3 ขั้นตอนการสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ขั้นตอนที่จุลินทรีย์พวกสร้างมีเทนจะทำหน้าที่ย่อยสลายผลผลิต จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนสร้างกรด (Non-Methanogenesis) อันได้แก่ กรดอินทรีย์ คาร์บอนไดออกไซด์ ไฮโดรเจน และอื่น ๆ โดยนำสารอินทรีย์เหล่านี้ไปเป็นอาหาร และแหล่งพลังงาน การย่อยสลายกรดอินทรีย์ในขั้นตอนนี้จะเป็นการลดค่า ซีไอดีในน้ำเสีย และเกิดก๊าซมีเทนขึ้น ประมาณว่าพลังงานเคมีที่อยู่ในรูปซีไอดีที่กว่าร้อยละ 90 จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปก๊าซมีเทน

ก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะมาจากปฏิกิริยาชีวเคมี ของการย่อยสลายกรดอะซิติก ดังสมการที่ 2.3 (7)

Acetate Decarboxylation



นอกจากนี้ ก๊าซมีเทนยังมาจากปฏิกิริยาชีวเคมี ระหว่างก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอน-ไดออกไซด์ด้วย ดังสมการที่ 2.4

Carbondioxide Reduction

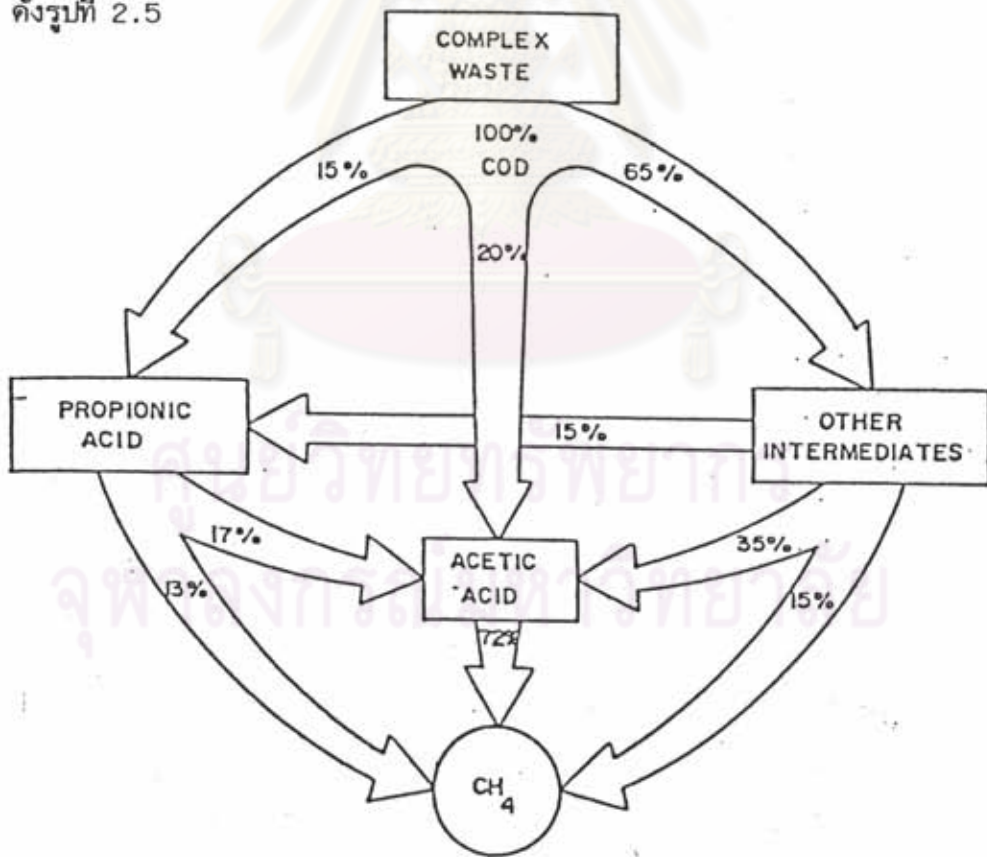


Buswell, .et.al. (7,8,9) ได้เสนอสมการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศตั้งสมการที่ 2.5



Mc. Carty (10) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างก๊าซมีเทนกับปริมาณของซีไอทีที่ถูกย่อยสลายว่า 1 ปอนด์ของซีไอที หรือบีไอที ที่ถูกย่อยสลายจะได้ก๊าซมีเทน 5.62 ลบ.ฟุต (SIP) หรือ 1 กรัม ซีไอทีที่ถูกย่อยสลายจะได้ก๊าซมีเทน 0.351 ลิตร (SIP)

Jeris และ Mc. Carty (2) ได้ใช้ธาตุกัมมันตรังสี C14 ทดสอบการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ปรากฏว่าประมาณร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นมาจากการย่อยสลายของกรดอะซิติก ดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์พวกสร้างก๊าซมีเทน (2)

ในปัจจุบันเป็นที่ยอมรับว่า จุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนสามารถเจริญเติบโตในช่วงพีเอชแคบ ๆ เท่านั้น และปัจจัยจากสิ่งแวดล้อมซึ่งมีผลโดยตรงต่อการเจริญเติบโตจะกล่าวในหัวข้อต่อไป จุลินทรีย์พวกสร้างมีเทนทุกชนิดเป็นจุลินทรีย์ที่ดำรงชีวิตอยู่ได้เฉพาะในสภาวะไร้ออกซิเจนเท่านั้น (Obligate Anaerobic Bacteria) และสรุปได้ว่าก๊าซมีเทนเกิดจากขบวนการ Acetate Decarboxylation และ Carbon dioxide Reduction โดยกว่าร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนเกิดขึ้นจากขบวนการ Acetate Decarboxylation จุลินทรีย์พวกสร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria) แสดงในตารางที่ 2.2

## 2.2 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

ก๊าซชีวภาพประกอบไปด้วยก๊าซมีเทน ( $\text{CH}_4$ ) ประมาณ 60-70% ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) ประมาณ 30-40% มีก๊าซไฮโดรเจน ( $\text{H}_2$ ) ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $\text{H}_2\text{S}$ ) แอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) และมีความชื้นปนอยู่เล็กน้อย คุณสมบัติของก๊าซชีวภาพส่วนใหญ่ถูกกำหนดโดยก๊าซมีเทนซึ่งเป็นส่วนประกอบหลัก ก๊าซชีวภาพมีค่าของความร้อนประมาณ 4,500-5,000 กิโลแคลอรี/ม.<sup>3</sup> (SIP) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณของก๊าซมีเทนที่ผสมอยู่เนื่องจากก๊าซชีวภาพ ประกอบด้วยก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์เป็นส่วนใหญ่ ดังนั้น จึงควรจะต้องทราบถึงคุณสมบัติของก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ แสดงในตารางที่ 2.3

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ตารางที่ 2.2 แสดงชนิดของจุลินทรีย์พวกสร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria)

ORGANISM	SOURCE	MORPHOLOGY	GRAM REACTION	SUBSTRATES	NUTRITIONAL REQUIREMENT		
					NITROGEN	VITAMINS	OTHER
Methanobacterium rumnantium	Rumon Sludge	Coccus to rod In chain As above	+ +	H+Co formate H+Co	NH NH	Growth factor from rumon fluid Above growth factor not required B. Vitamin stimulatory	Acotate, 2 Mwthyfbutyrate Acetate
Methanobacterium strain M.O.H.	Methanobacillus Omellansk	Irregularly curved rod	Variable	H+Co (formate not used)	NH	B.Vitamine stimulatory	Acetate Stimulatory
Methanobacterium formicicum	Mud, sludge	Irregularly curved rod	Variable	H+Co formate	NH	(?)	(?)
Methanobacterium mobilis	Rumon	Short rod motile	-	H+Co formate	NH	Growth factor from rumen fluid	(?)
Methanobacterium barkeri	Mud, sludge	Sarcina	+	H+Co Methanol, acetate	NH	None	None
Methanospirillum sp vanicilli	Mud	motile coccus	(?)	H+Co formate	NH	None	None
Methanospirillum sp	sludge	Spirillum	+	H+Co formate	-	-	-
Methanococcus	sludge	Coccus	+	H+Co formate	-	-	-

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.3 แสดงคุณสมบัติของก๊าซมีเทน (11)

Chemical formula:	CH <sub>4</sub>
Molecular weight:	16.042
Boiling point at 14.696 psia(760mm)	-258.68 F(-161.49 C)
Freezing point at 14.696 psia(760 mm)	-296.46 F (-182.48 C)
Critical pressure:	673.1 psia (47.363 kg/cm )
Critical temperature:	-118.5 F (-82.5 C)
Specific gravity:	
Liquid (at -283.2 F (-164 C))	0.415
Gas (at 77 F (25 C) and 14.699 psia (760mm))	0.000658
Specific volume at 60 F (25 C) & 14.696 psia (760 mm):	223.61 ft /lb (1.471/gm)
Calorific value 60 F (15.5 C) & 14.696 psia (760 mm):	1,012 Btu/ft (38,130.71 KJ/m )
Air required for combustion ft/ft	9.53
Flammability limits:	5 to 15 percent by volume
Octane rating:	130
Ignition temperature:	1202 F (650 C)
Combustion equation:	CH <sub>4</sub> + 2O <sub>2</sub> → CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O
O/CH for complete combustion:	3.98 by weight
O/CH for complete combustion:	2.0 by volume
O/CH form complete combustion:	2.74 by weight
O/CH form complete combustion:	1.00 by volume

## 2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

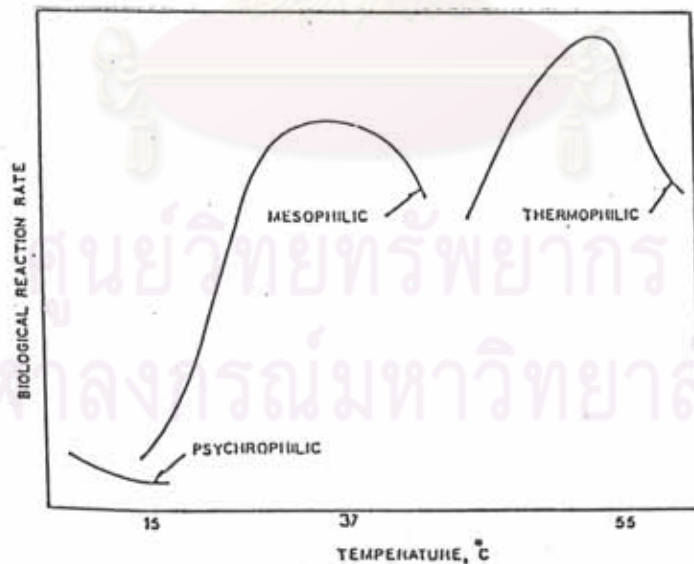
ปัจจัยและสภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อการเจริญเติบโตและประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ ได้แก่ อุณหภูมิ ค่าพีเอช กรดอินทรีย์ ความเป็นด่าง สารอาหารที่จำเป็นและสารพิษ เป็นต้น ดังนั้นในการควบคุมกระบวนการให้มีเสถียรภาพ และประสิทธิภาพสูงสุดจึงจำเป็นต้องควบคุมปัจจัยและสภาวะแวดล้อมให้พอเหมาะ

### 2.3.1 อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมามีอิทธิพลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ ของจุลินทรีย์อย่างมาก เพราะจุลินทรีย์มีน้ำเป็นองค์ประกอบหลัก ดังนั้นจุลินทรีย์ส่วนมากจะดำรงชีพอยู่ได้ในช่วงอุณหภูมิต่ำกว่า 99 องศาเซลเซียส ผลของอุณหภูมิที่มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโต สามารถแบ่งได้เป็น 3 ช่วง ดังนี้คือ

- 1) Psychrophilic Range ช่วงอุณหภูมิ 5-15 องศาเซลเซียส
- 2) Mesophilic Range ช่วงอุณหภูมิ 35-37 องศาเซลเซียส
- 3) Thermophilic Range ช่วงอุณหภูมิ 50-55 องศาเซลเซียส

ในแต่ละช่วงอุณหภูมิก็นจะมีจุลินทรีย์ที่แตกต่างกันจะเห็นว่า Mesophilic Range เป็นช่วงที่จุลินทรีย์มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงกว่าในช่วง Psychrophilic Range มาก แต่น้อยกว่าในช่วง Thermophilic Range เพียงเล็กน้อย ยังต้องการพลังงานการควบคุมต่ำกว่า Psychrophilic Range และมีความบิตหยุ่นต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิตั้งแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 อิทธิพลของอุณหภูมิต่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในสภาวะ ไร้อากาศ

สำหรับประเทศไทย อุณหภูมิของน้ำเสียส่วนมากจะอยู่ในช่วงอุณหภูมิ 28-33 องศาเซลเซียส และในถังปฏิริยาอุณหภูมิจะสูงขึ้นประมาณ 3-5 องศาเซลเซียส ซึ่งเกิดจากปฏิริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงจัดอยู่ในช่วง Mesophilic Range โดยไม่ต้องให้ความร้อนและเครื่องควบคุมอุณหภูมิ

Schlentz (12) พบว่าอุณหภูมิระหว่าง 32-35 องศาเซลเซียส จะสามารถบำบัดน้ำเสียได้ดี และมีความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์

Mc. Carty (14) สนับสนุน แต่ในช่วงที่กว้างกว่าคือ 30-38 องศาเซลเซียส

Pfeffer & Liebman (13) ค้นพบว่าที่อุณหภูมิสูงกว่า 60 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพของระบบจะลดลง แต่อัตราการย่อยสลายจะสูงขึ้นเป็นสองเท่าที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เมื่อเทียบกับอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส

Kotze J.P. (11) ยังพบว่า การเพิ่มหรือลดอุณหภูมิในถังปฏิริยาแบบไร้อากาศแบบกระทันหันแม้เพียง 1-3 องศาเซลเซียส จะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงต่ออัตราการเกิดก๊าซมีเทน เพราะอุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการใช้สารอาหารจำเป็นของจุลินทรีย์

### 2.3.2 ค่าพีเอช (pH)

ค่าพีเอชมีอิทธิพลต่อจุลินทรีย์ในแง่ของการเจริญเติบโต Gaudy, A.F. ได้ตั้งสมมติฐานว่า ค่าพีเอชที่แตกต่างกันจะมีปริมาณไฮโดรเจนไอออนแตกต่างกันออกไป ซึ่งทำให้ค่าความแตกต่างศักย์ทางเคมีไฟฟ้า (Electrochemical Gradient) ของการขนถ่ายสารอาหารและกำจัดของเสียออกจากเซลล์เปลี่ยนแปลงเป็นไปได้อย่าง เป็นเหตุให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโต และการตายของจุลินทรีย์

ในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศถ้าค่าพีเอชต่ำกว่า 6.5 ประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์พวกสร้างมีเทน จะลดลงอย่างมากแต่ถ้าต่ำกว่า 5.0 จะยับยั้งการเจริญเติบโตและตาย สำหรับจุลินทรีย์พวกสร้างกรดมีความสามารถทนต่อสภาพความเป็นกรดได้ดีกว่า 4.5 โดยที่ไม่เป็นอันตราย เนื่องจากธรรมชาติของจุลินทรีย์ชนิดนี้ ซึ่งเมื่อย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วจะได้กรดอินทรีย์ และที่ค่าพีเอชสูงกว่า 8.0 การเกิดก๊าซมีเทนก็จะลดลงเช่นกัน

Mc.Carty (14) เสนอว่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศควรจะเป็น 6.6-7.4

Bonta & Pomeroy (15) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช คาร์บอนไดออกไซด์ และค่าความเป็นด่าง ดังสมการที่ 2.6

$$\text{pH} = 5.14 - \log (\% \text{CO}_2) + \log (\text{HCO}_3 \text{ mg/l as CaCO}_3) \dots\dots\dots (2.6)$$

### 2.3.3 กรดอินทรีย์และค่าความเป็นด่าง (Volatile Fatty Acid & Total Alkalinity)

กรดอินทรีย์ที่เกิดจากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ได้แก่ กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดบิวทิริก (Butyric acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic acid) เป็นต้น แต่โดยส่วนใหญ่จะเบีกรดอะซิติกในสภาพพีเอชเป็นกลาง กรดอินทรีย์เหล่านี้จะอยู่ในรูปของ อะซิเตท บิวทิเรท และ โพรพิโอเนท ในระบบที่อยู่ในสภาวะสมดุล อัตราการสร้างกรด และอัตราการใช้กรดเพื่อสร้างมีเทนของจุลินทรีย์จะเท่ากัน แต่ถ้าอยู่ในสภาวะไม่สมดุล อัตราการสร้างกรดสูงกว่า จะเกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ ซึ่งทำให้ค่าพีเอชลดลง และให้ระบบล้มเหลวไปในที่สุด กรดอินทรีย์ก็มีความเป็นพิษโดยตรงกับจุลินทรีย์ที่มีความเข้มข้นเกินกว่า 2,000 มก./ลิตร

ดังนั้น การควบคุมค่าพีเอชจึงเป็นกลไกสำคัญในการควบคุมระบบ ซึ่งการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชจะขึ้นอยู่กับปริมาณบัฟเฟอร์ (Buffer capacity) ในระบบ ถ้าระบบมีปริมาณบัฟเฟอร์พอเพียง การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชอย่างกระทันหันจะเป็นไปได้ยาก ซึ่งจะทำให้ระบบทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ

Pohland (16) ได้เสนอวิธีการควบคุมค่าพีเอช โดยอาศัยความเป็นด่างเรียกว่า การควบคุมความสมดุลระหว่างกรดและด่าง (Acid - Base Equilibrium) ดังสมการที่ 2.7

$$BA = TA - 0.833 (0.85) TVA \dots\dots\dots (2.7)$$

โดย BA = ปริมาณความเป็นด่าง ไบคาร์บอเนต  
(มก./ลิตรของ  $CaCO_3$ )

TA = ปริมาณความเป็นด่างรวม (Total alkalinity)  
(มก./ลิตรของ  $CaCO_3$ )

TVA = ปริมาณของกรดอินทรีย์รวม (Total volatile acid)  
(มก./ลิตรของ  $CH_3COOH$ )

0.833 = น้ำหนักโมลสัมพัทธ์ของ  $CaCO_3 / CH_3COOH$

0.85 = มีกรดอะซิติก 85% จากกรดอินทรีย์

นอกจากนี้การย่อยสลายสารอินทรีย์ก็ได้ด่าง ซึ่งจัดว่าเป็นบัฟเฟอร์ธรรมชาติ ดังสมการที่ 2.8



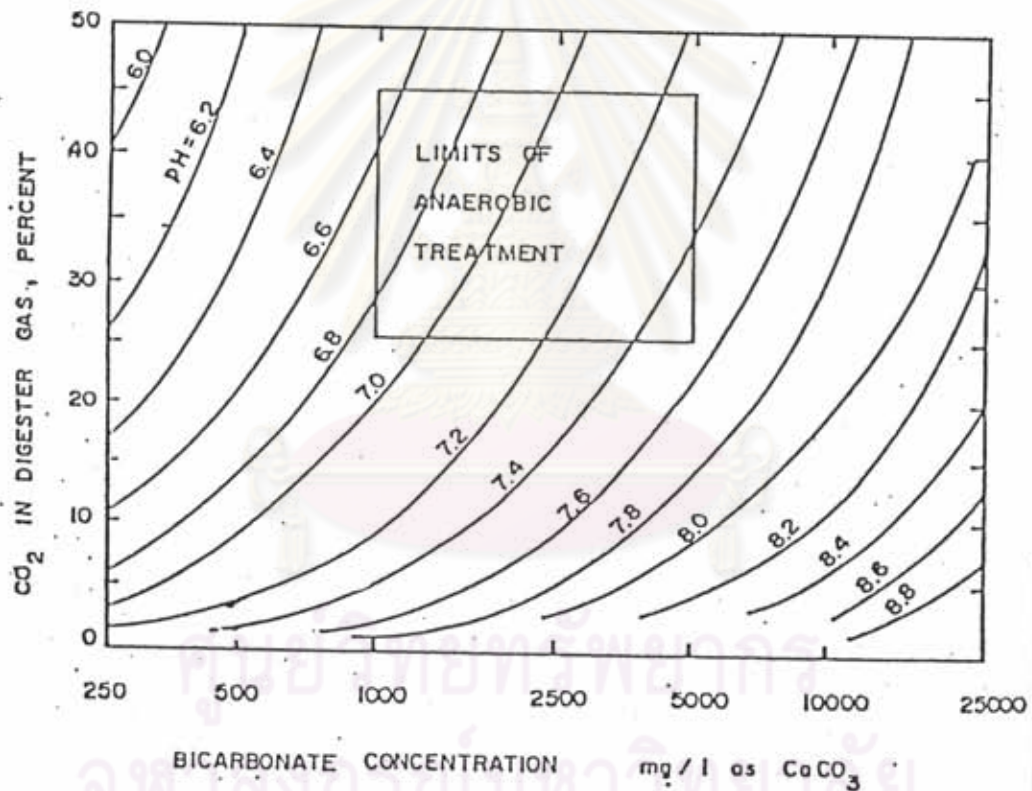


ในปี ค.ศ. 1968 Water Pollution Control Federation (WPCF) (17) ได้ยอมรับการใช้ค่า VFA มาเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ โดยสรุปว่า

VFA/Alkalinity < 0.3-0.4 ระบบทำงานได้ดี

VFA/Alkalinity > 0.8 ระบบล้มเหลว

Mc.Carty (18) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอช ปริมาณความเข้มข้นของด่างไบคาร์บอเนต และความเข้มข้นของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ดังรูปที่ 2.7 จะเห็นว่าค่าความเป็นด่างไม่ควรน้อยกว่า 1,000 มก./ลิตรในรูปของ  $\text{CaCO}_3$  เพื่อรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม



รูปที่ 2.7 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอช ค่าความเป็นด่างและคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ (14)

### 2.3.4 สารอาหารจำเป็น (Nutrient)

สารอาหารที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์ ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ได้แก่ ธาตุคาร์บอน ธาตุไนโตรเจน ธาตุฟอสฟอรัส อัตราส่วนที่เหมาะสมควรมี COD:N:P เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2

Mc.Carty (19) ได้แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจน เมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์ (Cell Weight) = 9:4

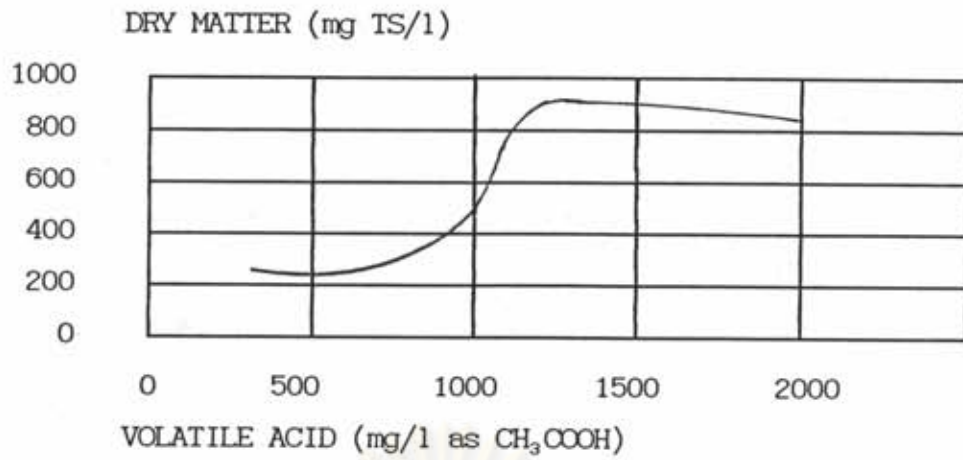
Sander & Bloodgood (20) เสนอว่าจุลินทรีย์ต้องการฟอสฟอรัส เท่ากับ 1 ใน 7 ของธาตุไนโตรเจน และนอกจากสารอาหารหลักที่จำเป็นแล้วจุลินทรีย์ยังต้องการสารอาหารรอง เพื่อให้การย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 แสดงปริมาณสารอาหารรองที่จำเป็น

สารอาหาร	ความเข้มข้น (mg/l)
โซเดียม	125 - 250
โพแทสเซียม	200 - 400
แคลเซียม	100 - 200
แมกนีเซียม	75 - 125
แอมโมเนีย	80 - 170
เหล็ก	1 - 10
โคบอลต์	1 - 5
ไทอะมีน	1 - 5
กรดเพนโทเทนิค	1 - 5

### 2.3.5 สารพิษ (Toxic Substance)

สารเคมีใด ๆ ที่เข้าสู่ระบบเมื่อมีค่าความเข้มข้นถึงระดับหนึ่งแล้วมีผลให้ประสิทธิภาพหรือเสถียรภาพของระบบลดลงสารนั้นจัดเป็นสารพิษ (Toxic) ความเป็นพิษต่อระบบมิได้ตั้งแต่ขั้นยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Inhibit) จนถึงการทำลายจุลินทรีย์ ดังนั้น จึงจำเป็นจะต้องควบคุมความเข้มข้นของสารใด ๆ มิให้เกิดขีดจำกัดที่จะมีผลต่อระบบในน้ำเสียก่อนที่จะป้อนเข้าสู่ระบบ (21)



รูปที่ 2.8 แสดงผลของกรดอินทรีย์ที่มีต่อความสามารถในการตกตะกอนของจุลินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ (12)

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ตารางที่ 2.5 แสดงความเข้มข้นของไอออน และ โลหะหนักที่มีผลต่อการบำบัดแบบไร้อากาศ

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่ไม่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย มก./ล.
Cu	1.0
Zn	5.0
Cr <sup>6+</sup>	5.0
Cr <sup>3+</sup>	2,000
Total Chromium	5.0
Ni	2.0
Cd	0.02
S	100
SO <sup>2-</sup>	500
Ammonia	1,500
Na	3,500
K	2,500
Ca <sup>2+</sup>	2,500
Mg <sup>2+</sup>	1,000
Aerylonitrite	5.0
Benzene	50
CCl <sub>4</sub>	10
Chloroform	0.1
Pentachlorophenol	0.4
Cyanide	1.0

## 2.4 ชนิดของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

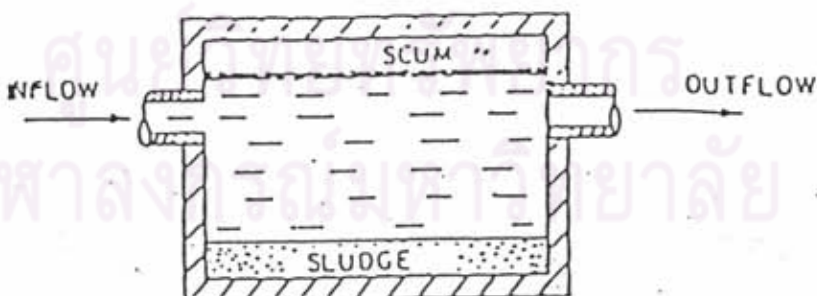
กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการทางชีวภาพแบบหนึ่ง ซึ่งถูกพัฒนาและปรับปรุงมานานกว่า 100 ปี โดยอาศัยความรู้และความเข้าใจกลไกการย่อยสลายที่เพิ่มขึ้นตามลำดับ เป็นเหตุให้กระบวนการนี้มีหลายรูปแบบในปัจจุบัน และเชื่อว่าจะมีแบบต่าง ๆ เพิ่มขึ้นอีกมากในอนาคต อันใกล้นี้อาจแบ่งชนิดของกระบวนการแบบไร้อากาศได้ ดังนี้

### 2.4.1 บ่อหมัก (Anaerobic Lagoons)

เป็นระบบกำจัดสารอินทรีย์ที่อาศัยธรรมชาติและง่ายที่สุด ตัวบ่อเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ มีความลึกประมาณ 2-3 เมตร น้ำทิ้งจะใช้เวลาอยู่ในบ่อหมักนานประมาณ 10-30 วัน ระบบนี้เหมาะกับการกำจัดน้ำทิ้งที่มีมลสารสูง และเหมาะจะใช้ในภูมิประเทศที่ราคาที่ดินต่ำ

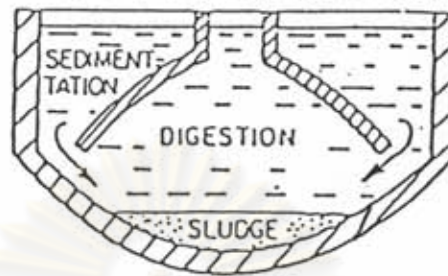
### 2.4.2 บ่อเกรอะ (Septic Tank)

ได้เริ่มใช้ในประเทศอังกฤษ เมื่อปี ค.ศ 1895 โดย Cameron (22, 7) อาศัยต้นแบบจาก Muras Automatic Scavenger ของ M.Louis Mouras (ปี ค.ศ. 1881 และ 1882) มาพัฒนาเพื่อบำบัดน้ำเสียขั้นแรกจากน้ำเสียรวม ซึ่งผ่านการกรองแล้ว ในปัจจุบันบ่อเกรอะมักจะทำเป็นถังปิครูปสี่เหลี่ยมผืนผ้าฝังอยู่ใต้พื้นดิน ดังรูปที่ 2.9 โดยรับน้ำเสียจากบ้านเรือน มีระยะเวลากักเก็บน้ำประมาณ 1-3 วัน เพื่อให้สารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งจมลงสู่ก้นถัง และเกิดการย่อยสลายแบบไร้อากาศ แม้ว่าจะมีประสิทธิภาพน่าพอใจแต่ยังคงมีสลัดจ์สะสมตัวเกิดขึ้น จึงต้องกำจัดออกทุก 1-5 ปี นิยมใช้กับน้ำทิ้งจากบ้านเรือนที่มีประชากรไม่เกิน 300 คน



รูปที่ 2.9 บ่อเกรอะ (Septic tank)

Wastewater Flows Through all Three Chambers



รูปที่ 2.10 Travis Tank

ในสมัยนั้น แม้ว่าบ่อเกรอะจะสามารถลดปัญหาการนำตะกอนทิ้งลงไปได้มาก แต่น้ำทิ้งที่ออกจากบ่อเกรอะยังมีกลิ่นและสีค้ำ อีกทั้งมีเศษวัสดุที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทำให้เกิดการอุดตัน จึงได้มีการพัฒนาระบบอื่นขึ้นมาใช้ เช่น งานต้นแบบของ William O. Travis (7) ซึ่งเรียกว่า Travis tank ดังรูปที่ 2.10 ซึ่งงานชิ้นนี้ได้ถูกดัดแปลงโดย Karl Imhoff (7) แล้วเรียกว่า Imhoff tank ดังรูปที่ 2.11 จากงานพัฒนาเหล่านี้แม้ว่าจะนำมาใช้งานในปัจจุบันน้อยลง แต่ก็เป็นส่วนที่ทำให้ความรู้ความเข้าใจในการพัฒนาระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศดีขึ้น

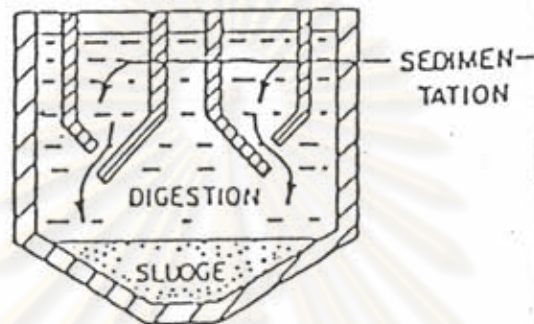
#### 2.4.3 ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional Anaerobic Digestion)

จากความรู้และความเข้าใจที่เพิ่มขึ้นดังกล่าวในหัวข้อที่ 2.4.2 จึงได้มีการแยกถังย่อยตะกอน และให้ความร้อนภายในถัง ระบบถังหมักธรรมดามี 2 แบบ คือ

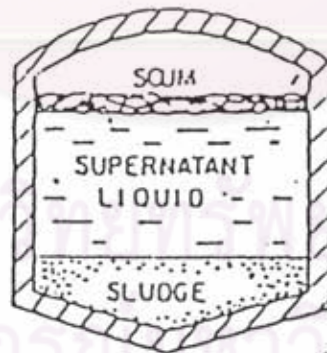
ก. ถังหมักชนิดอัตราจำกัดช้า (Low Rate Anaerobic Digestion) ถังหมักแบบนี้ถูกใช้งานมาก่อนปี ค.ศ. 1950 โดยทำเป็นถังคอนกรีตขนาดใหญ่มีฝาปิด เพื่อเก็บความร้อน กลิ่น และก๊าซ บนฝาปิดจะมีทางระบายก๊าซที่เกิด ใช้สำหรับกำจัดตะกอนน้ำเสียจากชุมชน เนื่องจากไม่มีการกวนหรือผสมที่ดีเป็นผลให้เกิดการแยกชั้นโดยตะกอนหนักจะจมสู่ก้นถัง ตะกอนเบาจะลอยอยู่ชั้นบน ชั้นของตะกอนลอย (Scum Layer) อาจจะมีหนาเป็นเมตร ทำให้ลดปริมาตรของถังหมักลงไป และมีการไหลลัดวงจร (Short Circuit) ดัง่ายดังรูปที่ 2.12

ข. ถังหมักชนิดอัตรากำจัดเร็ว (High Rate Anaerobic Digestion)  
 การพัฒนาของระบบนี้ ถือได้ว่าเป็นการพัฒนาที่สำคัญอย่างหนึ่งสำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ กล่าวคือ มีการใช้เครื่องมือกลเพื่อกวาดตะกอนลอย อีกทั้งยังเพิ่มอัตราการย่อยตะกอนได้ด้วย เนื่องจากจุลินทรีย์สัมพันธ์กับของเสียบได้ทั่วถึง ดังรูปที่ 2.13 อย่างไรก็ตาม น้ำที่ออกจากถังหมักชนิดนี้ จำเป็นต้องมีการแยกตะกอนก่อนที่ส่งสิ่งแวดล้อม ถังหมักนี้จะต้องมีระยะเวลาพักเก็บ 10-30 วัน เพราะจุลินทรีย์เติบโตช้า

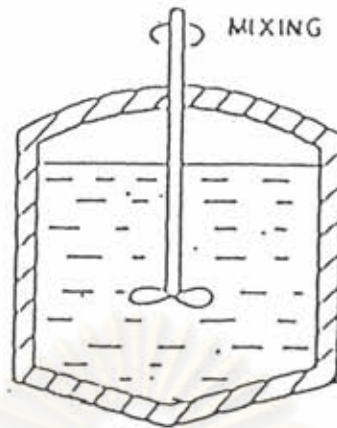
Wastewater Flows Through Sedimentation  
 Chambers Only



รูปที่ 2.11 Imhoff tank



รูปที่ 2.12 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดช้า



รูปที่ 2.13 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดเร็ว

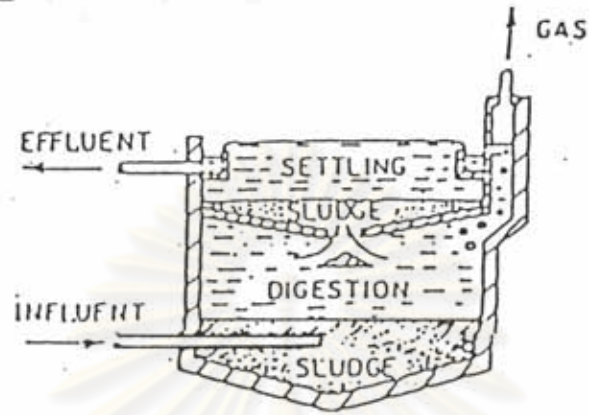
#### 2.4.4 ถังหมักแบบสัมผัส (Anaerobic Contact หรือ Anaerobic Activated Sludge)

ก่อนที่จะมีการสร้างระบบที่มีงานวิจัยชิ้นหนึ่งที่สำคัญ คือ ในปี ค.ศ. 1950 Stander (23) ได้พบความสำคัญของการเลี้ยงแบคทีเรียให้อยู่ในถังเป็นจำนวนมาก ๆ ทำโดยการแยกตะกอนออกจากน้ำทิ้ง แล้วนำมาเก็บใส่ถังปฏิกริยา ทำให้สามารถลดระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดลงได้ เรียกระบบนี้ว่า Clarigester (24) ดังรูปที่ 2.14 ซึ่งในที่สุด Schroepfer และผู้ร่วมงานได้ปรับปรุงระบบนี้เพื่อให้ง่ายต่อการควบคุมและเพิ่มเสถียรภาพโดยการติดตั้งถังตกตะกอนภายนอก เพื่อใช้แยกจุลินทรีย์จากน้ำทิ้งแทนที่จะให้อยู่ในถังเดียวกัน แล้วจึงนำตะกอนที่แยกได้กลับสู่ถังหมักใหม่ ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีมากขึ้น เป็นเหตุให้สามารถลดระยะเวลาที่เก็บน้ำ และขนาดถังปฏิกริยาลงได้มาก ดังรูปที่ 2.15 อย่างไรก็ตามเนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยามีก๊าซเกาะอยู่ เป็นเหตุให้น้ำทิ้งของระบบมีคุณภาพต่ำจึงต้องมีกระบวนการแยกก๊าซออก (degasifier) ก่อนที่จะทำการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำทิ้ง

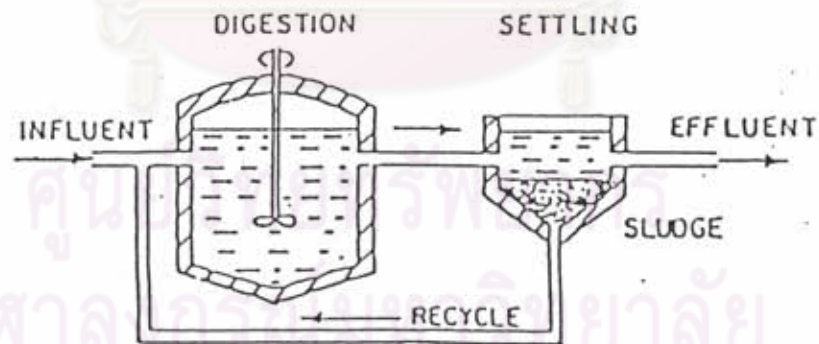
#### 2.4.5 ระบบเครื่องกรองไร้อากาศ (Anaerobic filter)

ได้รับการพัฒนาขึ้นโดย Young และ Mc.Carty (25) การพัฒนานี้ตรงกับทฤษฎีที่ใช้ในภายหลังว่า ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักเก็บตะกอน (Solid Retention Time : SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดและพบว่าการหลุดออกไป (Wash out) ของมีเทนแบคทีเรีย เมื่อมีค่าเวลากักเก็บตะกอนต่ำกว่า 4 วัน ทำให้มีการพัฒนามาสู่ระบบนี้ โดยเน้นที่ระยะเวลาที่กักเก็บตะกอนให้สูงขึ้นกว่า

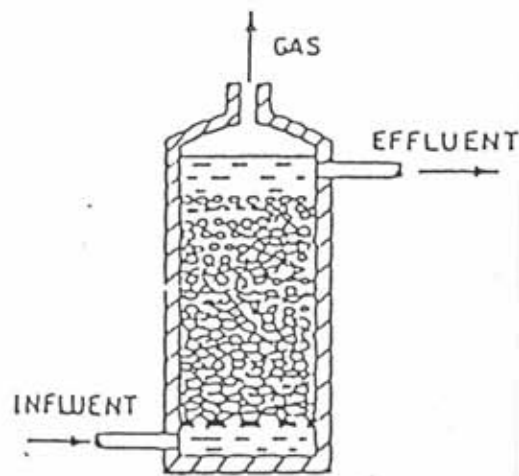
ระบบอื่น ๆ ระบบนี้ประกอบด้วย ถังรูปทรงกระบอก มีฝาปิดที่ฝามีที่ระบายก๊าซ ภายในมีตัวกลาง (Filter Media) บรรจุอยู่ โดยตัวกลางต้องจัดเรียงให้มีช่องว่างพอสมควร เพื่อให้ น้ำไหลผ่านได้ โดยตัวกลางจะเป็นที่เกาะ และเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และช่วยกระจายการไหลของน้ำที่เข้าสู่ระบบ โดยไหลแบบตามยาว (Plug flow) และมักจะเป็นแบบไหลขึ้น (Upflow) ดังรูปที่ 2.16 ระบบนี้ เหมาะกับการกำจัดน้ำเสียที่เป็นสารละลาย



รูปที่ 2.14 ถังหมักแบบ Clarigester



รูปที่ 2.15 ถังหมักแบบสัมผัส



รูปที่ 2.16 ถังกรองไร้อากาศ

#### 2.4.6 ระบบ Anaerobic Fluidized Bed (AFB) และ Anaerobic Attached Film Expanded Bed (AAFEB)

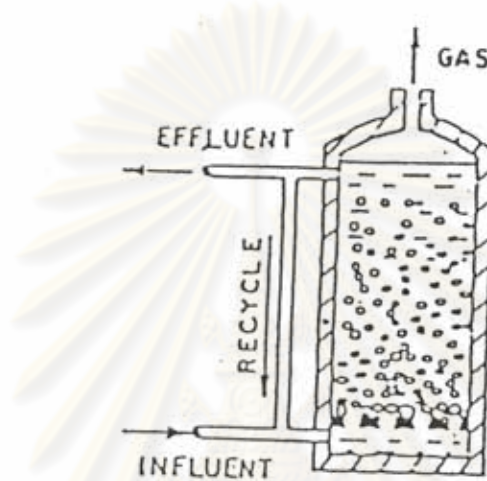
Leuschner (26, 7) ได้ประยุกต์นำแนวความคิดจากระบบ fluidized bed และ film expanded bed มาใช้รวมกัน โดยนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ในระบบนี้จะมีอนุภาคเฉื่อยที่มีน้ำหนัก เช่น ททราย เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะและเจริญเติบโตบนผิวเมื่อดอนุภาคนี้ น้ำหนักของอนุภาครวมกับความหนาของจุลินทรีย์จะเป็นตัวต้านทานการไหลของน้ำเสียที่ไหลจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบน โดยจะมีการขยายตัวของชั้นอนุภาคให้ลอยตัวอยู่ได้ โดยไม่หลุดออกจากระบบและไม่เกิดการอุดตัน ข้อแตกต่างระหว่างระบบ AFB และ AAFEB ก็คือในระบบ AFB จะมีการหมุนเวียนการไหลของน้ำเสียที่ไหลผ่าน อนุภาคของ AFB ที่ใช้มีขนาดโตกว่า คือประมาณ 400 ไมโครเมตร ส่วนระบบ AAFEB ใช้ 20-30 ไมโครเมตร ภายหลังปรากฏว่า ในระบบ AAFEB ใช้อนุภาคใหญ่ถึง 50-100 ไมโครเมตร (27) ลักษณะของระบบดังกล่าวแสดงในรูปที่ 2.17

#### 2.4.7 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

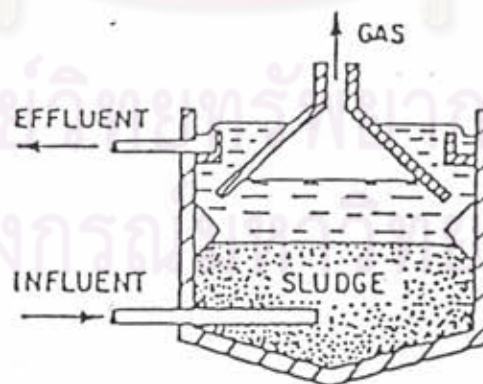
ระบบนี้เริ่มต้นศึกษาโดย Dr. Lettinga ในปี ค.ศ. 1972 (28) ที่เนเธอร์แลนด์ เป็นระบบที่ไม่มีเวลาเฉื่อย แต่ใช้วิธีสร้างก้อนจุลินทรีย์ (granular) ขึ้นให้เป็นเม็ดผลึก มีน้ำหนัก และจมตัวอยู่ด้านล่างของถัง แล้วปล่อยน้ำเสียจากด้านล่างผ่านชั้นตะกอนนี้สู่ด้านบน ก๊าซชีวภาพจะถูกแยกออกจากมวลจุลินทรีย์ โดยส่วนแยกก๊าซ (Gas-Separator) ความยุ่งยากอยู่ที่การสร้างชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ให้มีลักษณะเป็นเม็ด ซึ่งต้องใช้เวลานาน กล่าวกันว่า ปัจจุบันสามารถเลี้ยงชั้นตะกอนจุลินทรีย์ได้ภายใน 6 สัปดาห์ และสามารถเก็บรักษาโดยไม่จำเป็นต้องมีการเลี้ยงได้นานนับปี ลักษณะของระบบแสดงไว้ดังรูปที่ 2.18

#### 2.4.8 ระบบถังหมักแบบสองเฟส (Two-Phase Anaerobic Digestion)

เป็นระบบที่พัฒนาโดยตรงจากความรู้ทางชีวภาพ Ghosh (29) ได้แยกถังหมักออกเป็นสองถังตามลักษณะการทำงานของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกาคคือ ถังปฏิกิริยาสร้างกรดและถังปฏิกิริยาสร้างมีเทน เพื่อความสะดวกในการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์แต่ละประเภท ดังรูปที่ 2.19 ระบบนี้สามารถลดถังปฏิกิริยาได้ และง่ายต่อการควบคุมสภาวะแวดล้อมของระบบ แต่ต้องใช้ผู้ชำนาญงานและต้องใช้เครื่องมือมาก

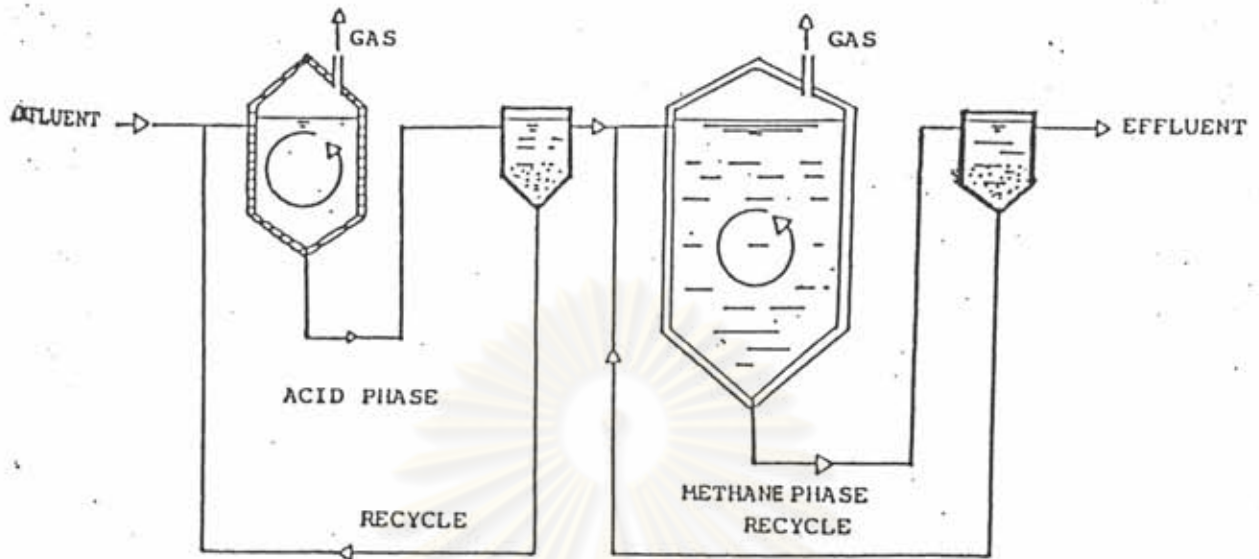


รูปที่ 2.17 ระบบ Anaerobic Attached Film Expanded Bed



รูปที่ 2.18 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket





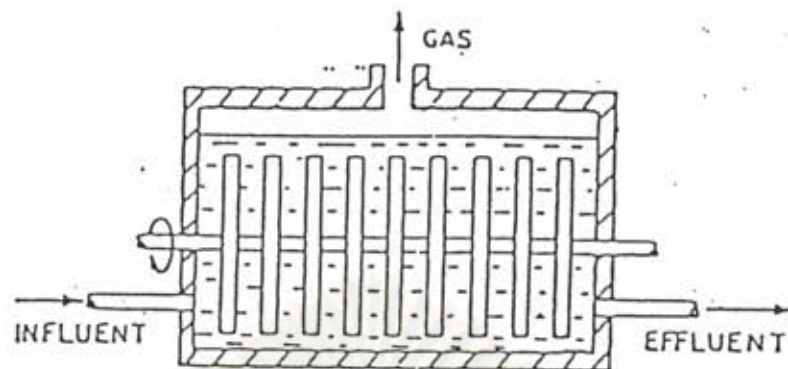
รูปที่ 2.19 ระบบถังหมักแบบสองเฟส

#### 2.4.9 ระบบจานหมุนชีวภาพหมักไร้อากาศ (Anaerobic Rotating Biological Contactor) หรือ AnNRBC

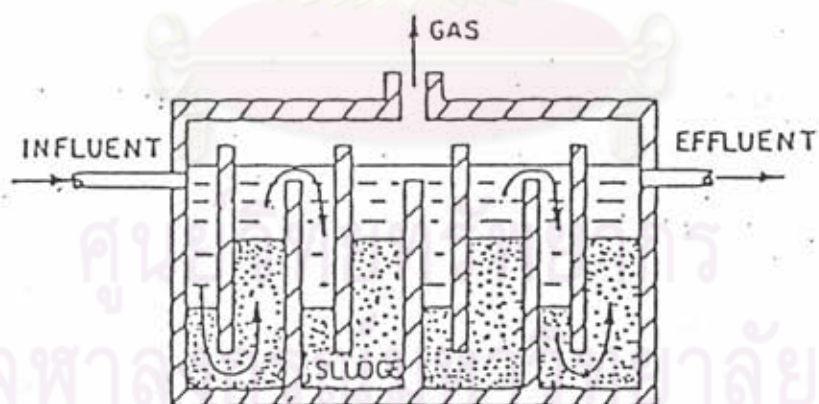
ได้เริ่มมีการทดลองโดยนำข้อดี ของกระบวนการฟิล์มตรึง (Fixed Film) กับจานชีวหมุน (RBC) เพื่อลดพลังงานในการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนในระบบ AFB และ AAFEB ลักษณะเหมือนระบบจานชีวหมุนเพียงแต่เป็นระบบปิดเพื่อไม่ให้อากาศเข้ามาสัมผัส ดังรูปที่ 2.20 Tait และ Friedman (30) ซึ่งเป็นผู้เริ่มสร้างระบบนี้ พบว่าระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และอัตราการบำบัดทุกการไหลของระบบที่สูงขึ้นเกินที่ได้ดี โดยจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตเกาะบนผิวแผ่นจาน

#### 2.4.10 ระบบแผ่นกั้นไร้อากาศ (Anaerobic Baffled Reactor) หรือ ABR

ถูกพัฒนาต่อจาก AnRBC โดย Bechman et.al. (31) ได้พบว่า การไม่หมุนแผ่นชีวะ (disc) จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพที่สุด ลักษณะของระบบ ดังรูปที่ 2.21 คือ มีแผ่นกั้นเพื่อบังคับทิศทาง การไหลของน้ำเสียในแนวตั้ง โดยมีการสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ การที่พื้นที่ระหว่างน้ำกับก๊าซมาก ทำให้ไม่มีปัญหาเรื่องแยกก๊าซออกจากตะกอนจุลินทรีย์ อีกทั้งการไหลขึ้นและลงจะช่วยลดการสูญเสียเซลล์ของจุลินทรีย์ด้วย ระบบ ABR เหมาะกับการบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลาย ถ้าในน้ำเสียมีสารแขวนลอย อาจทำให้เกิดการเงือจางของมวลจุลชีพได้



รูปที่ 2.20 ระบบ Anaerobic Rotating Biological Contactor



รูปที่ 2.21 ระบบ Anaerobic Baffled Reactor