



2.1 กลาวนำ

การบำบัดแบบไร้อากาศ (anaerobic treatment) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา ซึ่งไม่ได้ใช้ออกซิเจนอิสระในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ ผลที่ได้จะเป็นก๊าซมีเทน และสารอินทรีย์ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ แอมโมเนีย เป็นต้น

ถึงแม้ว่าก๊าซมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้อากาศจะเป็นที่ทราบกันมานานแล้ว แต่เพิ่งจะมาค้นพบวิธีการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่เป็นตัวทำงานเรื่องนี้ และสามารถนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียเมื่อประมาณหนึ่งร้อยปีเศษมานี้เอง สำหรับการนำมาประยุกต์ใช้งานและการค้นคว้าวิจัยทั้งทางด้านเคมีและทางจุลชีววิทยา ก็ได้รับการพัฒนาตลอดเวลาที่ผ่านมา ปัจจุบันกระบวนการแบบไร้อากาศได้รับความสนใจมากขึ้น เนื่องจากก๊าซมีเทนที่ได้นั้นสามารถนำมาใช้เป็นพลังงานทดแทนได้เป็นอย่างดี

จากการที่ได้รับความสนใจมากขึ้นในระยะหลังนี้ ทำให้กระบวนการแบบไร้อากาศได้รับการพัฒนาวิธีการใหม่ ๆ มากขึ้นทั้งทางด้านความประหยัด การควบคุมการทำงานของระบบ และการผลิตก๊าซมีเทนจากของเสียด้านการเกษตร อุตสาหกรรม รวมทั้งของเสียต่าง ๆ จากชุมชน

2.2 จุลชีววิทยาและชีวเคมีของกระบวนการแบบไร้อากาศ

การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเป็นสารรับอิเล็กตรอน หรือไม่มีสารสร้างออกซิเจนขึ้นในการย่อยสลาย^(1,2) ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ให้เป็นก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่น ๆ อีกเล็กน้อย โดยมีขั้นตอนการย่อยสลายที่ค่อนข้างซับซ้อน อาจแบ่งขั้นตอนของกลไกที่เกิดขึ้นได้เป็น 2 ขั้นตอน อันได้แก่

1. ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดการกรด (Acid Formation หรือ Non-Methanogenic Phase)

2. ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน (Methane Formation หรือ Methanogenic Phase)

โดยที่ทั้ง 2 ขั้นตอนอาจแบ่งแยกที่เรียที่สำคัญในการทำงานออกได้เป็น 4 ประเภท ดังนี้ (ดูภาพที่ 2.1)

1. Acid Forming Bacteria
2. Acetogenic Bacteria
3. Acetoclastic Methane Bacteria
4. H₂- Utilizing Methane Bacteria

2.2.1 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด

ในขั้นตอนการย่อยสลายนี้ประกอบด้วยกลุ่มจุลินทรีย์หลายชนิด แต่ที่สำคัญเป็นแบคทีเรีย 2 ประเภท ได้แก่

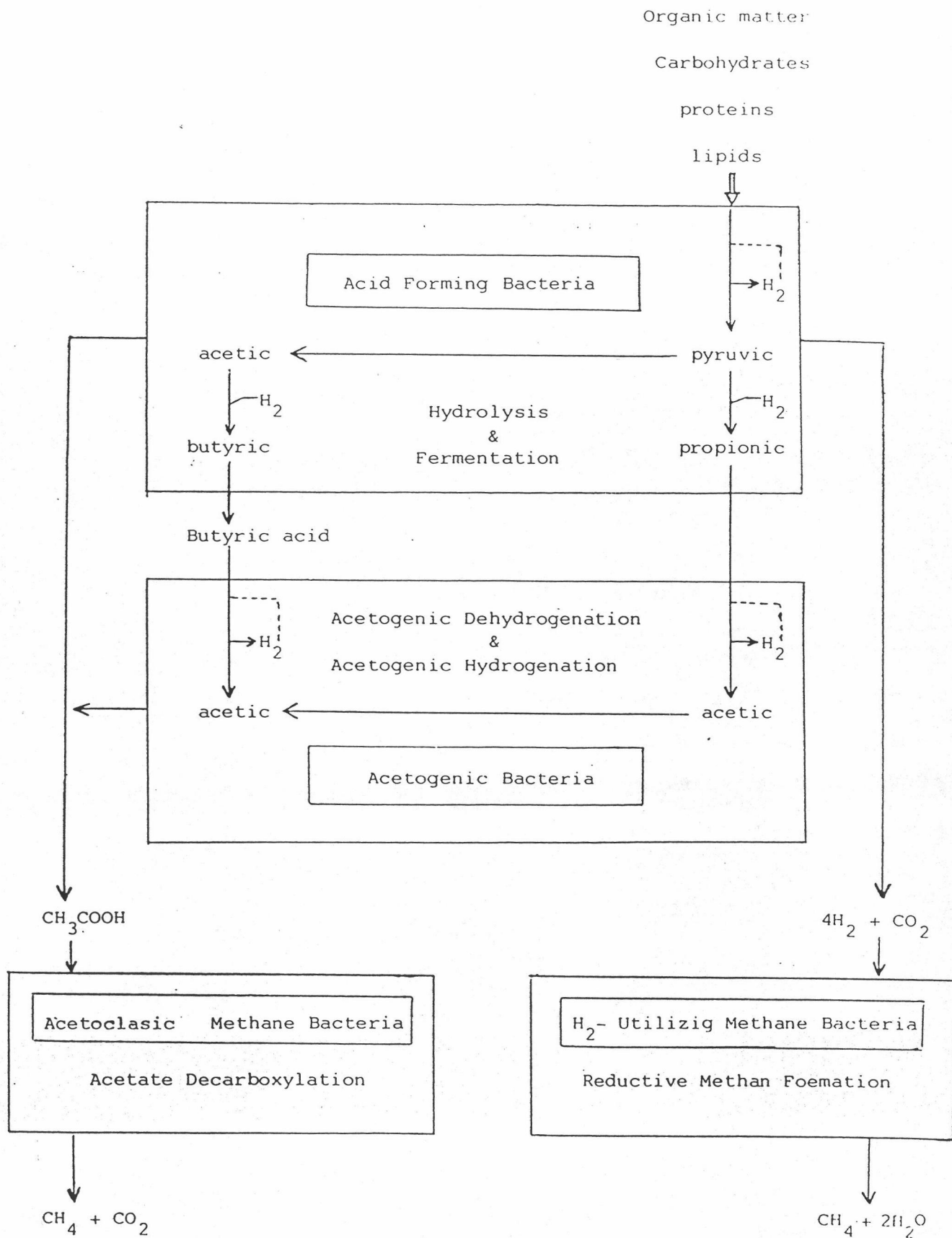
- 1) Acid Forming Bacteria
- 2) Acetogenic Bacteria

ในกระบวนการแบบไร้อากาศ โดยทั่วไปพบว่าแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภทนี้ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียที่ดำรงชีวิตในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนเลย (Obligate Anaerobic Bacteria) มีน้อยมากที่เป็นแบคทีเรียที่ดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน (Facultative Anaerobic Bacteria) (3,4,5,6,7) ในตารางที่ 2.1 แสดงถึงสายพันธุ์และชนิดของแบคทีเรียที่พบในขั้นตอนนี้

ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ทำให้เกิดกรด อาจแบ่งตามวิธีหรือกลไกการย่อยสลายได้เป็น 2 ส่วน คือ

- 1) การย่อยสลายภายนอกเซลล์
- 2) การย่อยสลายภายในเซลล์

การย่อยสลายภายนอกเซลล์เป็นการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) และเอนไซม์ที่ปล่อยออกจากแบคทีเรีย (Extracellular



ภาพที่ 2.1 ขบวนการเมตะบอลิซึมของขบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ⁽⁸⁾

ตารางที่ 2.1 แสดงชนิดของแบคทีเรียในขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด (6)

Genus	Bacterial species	Reference
<i>Aerobacter</i>	<i>A. aerogenes</i>	TOERLEN (1967a)
<i>Aeromonas</i>	<i>Aeromonas</i> sp.	KOTZLE et al. (1968)
<i>Alcaligenes</i>	<i>A. bookerii</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>A. faecalis</i>	MCCARTY et al. (1962), TOERLEN (1967b)
	<i>A. viscolactis</i>	MCCARTY et al. (1962)
	<i>Alcaligenes</i> sp.	KUTZLE et al. (1968)
<i>Bacillus</i>	<i>B. cereus</i>	HATTINGH et al. (1967), TOERLEN (1967a,b)
	<i>B. cereus</i> var. <i>mycoides</i>	HATTINGH et al. (1967), TOERLEN (1967a,b)
	<i>B. circulans</i>	TOERLEN (1967a,b)
	<i>B. endorhynchus</i>	BUCK et al. (1953)
	<i>B. firmus</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>B. kniefkampi</i>	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK et al. (1966)
	<i>B. megaterium</i>	HATTINGH et al. (1967), TOERLEN (1967a, b)
	<i>B. pasteurianus</i>	HATTINGH et al. (1967)
	<i>B. pumilus</i>	HATTINGH et al. (1967), TOERLEN (1967b)
	<i>B. sphaericus</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>B. subtilis</i>	TOERLEN (1967a)
	<i>Bacillus</i> sp.	TOERLEN (1967a)
<i>Bacteroides</i>	<i>Bacteroides</i> sp.	POST et al. (1967)
<i>Clostridium</i>	<i>C. aminovalericum</i>	HARDMAN and STADTMAN (1960)
	<i>C. carnosotubulin</i>	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK et al. (1966)
<i>Escherichia</i>	<i>E. coli</i>	MCCARTY et al. (1962), COOKSON and BURBANK (1965) BURBANK et al. (1966), TOERLEN (1967b)
	<i>E. intermedia</i>	TOERLEN (1967a)
	<i>Escherichia</i> sp.	KOTZLE et al. (1968)
<i>Klebsiella</i>	<i>Klebsiella</i> sp.	BURBANK et al. (1966)
<i>Leptospira</i>	<i>L. biflexa</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>Leptospira</i> sp.	MAKI (1954)
<i>Micrococcus</i>	<i>M. candidus</i>	TOERLEN (1967a, b)
	<i>M. luteus</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>M. varians</i>	MCCARTY et al. (1962), TOERLEN (1967a, b)
	<i>M. ureae</i>	TOERLEN (1967a, b)
	<i>Micrococcus</i> sp.	KOTZLE et al. (1968)
<i>Nelisseria</i>	<i>N. catarrhalis</i>	MCCARTY et al. (1962)
<i>Paraclostridium</i>	<i>P. intermedium</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>P. coliforme</i>	TOERLEN (1967b)
<i>Protococcus</i>	<i>P. vulgaris</i>	TOERLEN (1967b)
<i>Pseudomonas</i>	<i>P. aeruginosa</i>	TOERLEN (1967a)
	<i>P. ambigua</i>	TOERLEN (1967a)
	<i>P. denitrificans</i>	BURBANK et al. (1966)
	<i>P. alcalovorans</i>	TOERLEN (1967a)
	<i>P. perolens</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>P. pseudomallei</i>	TOERLEN (1967a)
	<i>P. reptilivora</i>	MCCARTY et al. (1962), TOERLEN (1967b)
	<i>P. riboflavina</i>	TOERLEN (1967b)
	<i>Pseudomonas</i> spp.	BURBANK et al. (1966), HATTINGH et al. (1967) KOTZLE et al. (1968), TOERLEN (1967a, b)
<i>Rhodospseudomonas</i>	<i>R. palustris</i>	TOERLEN (1967b)
<i>Sarcina</i>	<i>S. cooksoni</i>	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK et al. (1966)
	<i>S. lutea</i>	MCCARTY et al. (1962)
<i>Serratia</i>	<i>S. indica</i>	BURBANK et al. (1966)
<i>Streptococcus</i>	<i>S. diploides</i>	BUCK et al. (1953)
<i>Streptomyces</i>	<i>S. bikiniensis</i>	TOERLEN (1967b)

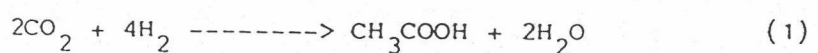
Enzyme) ตามชนิดของสารอินทรีย์ เพื่อย่อยให้โมเลกุลมีขนาดเล็กลงพอที่จะถูกดูดซึมได้ (9) Kotze et. al. พบว่า การย่อยสลายส่วนนี้ขึ้นกับปฏิกิริยาของเอนไซม์โดยตรง สารอินทรีย์ทั่วไป เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน จะถูกย่อยสลายเป็น กลูโคส กรดอะมิโน และกลีเซอรอล เป็นส่วนใหญ่ตามลำดับ

เมื่อสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก ๆ ถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์ก็จะถูกย่อยสลาย โดยกลไกการย่อยสลายภายในเซลล์ ตามแต่ชนิดของสารอินทรีย์นั้น ๆ (1) ทำให้ได้กรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำและมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว เรียกว่า กรดโวลาทิล (Volatile Acids) แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และอื่น ๆ อีกเล็กน้อย พร้อมกับการสร้างเซลล์ใหม่ด้วย

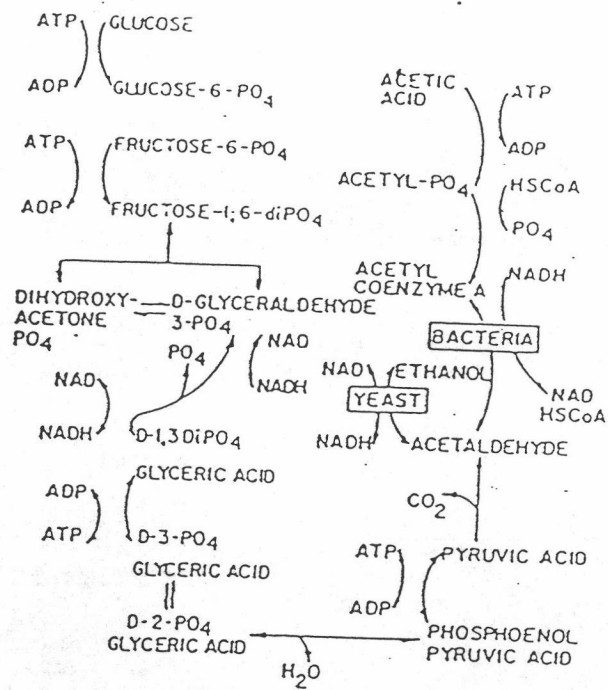
การย่อยสลาย กลูโคส กรดอะมิโน และกลีเซอรอล ของแบคทีเรียส่วนใหญ่จะได้ กรดไพรูวิก (Pyruvic Acid) ก่อนเสมอ (10) แล้วกรดไพรูวิกจึงถูกย่อยสลายได้กรดอะซิติก และกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำอื่น ๆ นอกจากนั้นเป็นแอลกอฮอล์ และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

ตัวอย่างเช่น การย่อยสลายกลูโคส จะถูกย่อยสลายผ่านวิถีทางไกลคอลลีซิส (Pathway of Glycolysis) (ดูภาพที่ 2.2) ซึ่งให้ Intermediat Products เป็นกรดไพรูวิก และให้ผลสุดท้ายเป็นเอทานอล (เมื่อเป็นกระบวนการไกลคอลลีซิสที่เกิดจากยีสต์) และ/หรือ กรดอะซิติก (เมื่อเป็นกระบวนการไกลคอลลีซิสที่เกิดจากแบคทีเรีย)

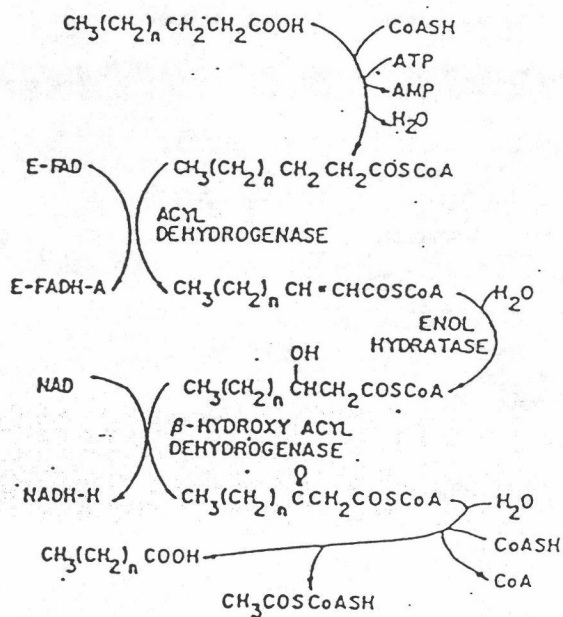
การย่อยสลายที่ไม่ผ่านกรดไพรูวิกสามารถเกิดขึ้นได้บ้างในบางกรณี เช่น หนึ่งโมเลกุลของกลูโคสแตกตัว (Splitting) ภายใต้อาหารไร้ออกซิเจนได้ 2 โมเลกุลของกรดอะซิติก (11) หรือกรดไขมันที่มีขนาดใหญ่ (Long Chain Fatty Acids) จะมีการย่อยสลายแบบ Beta Oxidation (ดูภาพที่ 2.3) โดย Thimann (12) ได้แสดงให้เห็นว่า กรดอะซิติกบางส่วนอาจเกิดได้จากการรวมตัวของคาร์บอนไดออกไซด์กับไฮโดรเจน โดยแบคทีเรียชื่อ Clostridium aceticum ดังสมการ



แบคทีเรียที่ย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กให้เป็นกรดไพรูวิก คือ



ภาพที่ 2.2 การย่อยสลายกลูโคสโดยผ่านขบวนการไกลคอลิซิส (11)



ภาพที่ 2.3 การย่อยสลายไขมันโดยผ่านขบวนการเบตาออกซิเคชัน (11)

แบคทีเรียที่สร้างกรด (Acid Forming Bacteria) ซึ่งต่อจากนั้นกรดใหญ่พวกนี้จะถูกย่อยสลายต่อไปเป็นกรดอินทรีย์โมเลกุลใหญ่กว่าอะซิติก เช่น กรดโพรพิโอนิก (Propionic Acid) หรือบิวทิริก (Butyric Acid) หรืออาจได้เป็นกรดอะซิติกเลยก็ได้ กรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่กว่าอะซิติกดังกล่าว จะถูกย่อยสลายด้วยแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen Producing Acetogenic Bacteria) ไปเป็นกรดอะซิติก และก๊าซไฮโดรเจน

กรดโวลไทล์หลายชนิดพบได้ในกระบวนการแบบไร้อากาศ (12, 13, 14)

เช่น Formic, Veralic, Lactice, Acetic, Butyric เป็นต้น ที่เป็นเช่นนี้เป็นผลมาจากชนิดของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย วิธีการย่อยสลาย และชนิดของแบคทีเรียที่ทำการย่อยสลาย ตัวอย่างเช่น การย่อยสลายกลูโคสจะได้กรดโวลไทล์หลายชนิด ดังแสดงในตารางที่ 2.2

McCarty (6, 15) สรุปว่า ผลจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในชั้นตอนนี้จะได้ กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวทิริก ตามลำดับเป็นส่วนใหญ่ และเชื่อว่า การเปลี่ยนแปลงชนิดและปริมาณของกรดโวลไทล์เหล่านี้จะมีผลกระทบโดยตรงต่อการสร้างมีเทนในชั้นตอนต่อไป

ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดจะมีผลทำให้ค่า ซีไอดี ลดลงน้อยมาก หรืออาจกล่าวได้ว่าไม่ลดลงเลยเมื่อไม่มีการเกิดไฮโดรเจน เนื่องจากอิเล็กตรอนที่อยู่ในสารอาหาร (Substrate) เดิมจะถูกส่งต่อไปให้สารอินทรีย์ที่ยังคงอยู่ในน้ำเสีย ส่วนของสารอาหารที่ลดน้อยลงไปบ้าง เป็นผลมาจากการสูญเสียประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในระหว่างที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารอินทรีย์เท่านั้น และเมื่อมีการสร้างไฮโดรเจนโดยที่อิเล็กตรอนถูกส่งให้กับไฮโดรเจนไอออน ทำให้ก๊าซหนีไปจากระบบ จึงเป็นการลดอิเล็กตรอนของสารอาหารทำให้สภาวะออกซิเดชันลดลง เป็นผลให้ค่า ซีไอดี ลดลง

2.2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน

ในชั้นตอนนี้มีแบคทีเรียอีกกลุ่มหนึ่งที่ทำหน้าที่ย่อยสลายผลผลิตจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในชั้นตอนแรก อันได้แก่ กรดโวลไทล์ คาร์บอนไดออกไซด์ ไฮโดรเจน และอื่น ๆ โดยนำสารเหล่านี้ไปใช้เป็นสารอาหารและแหล่งพลังงาน การย่อยสลายกรดโวลไทล์ในชั้นตอนนี้จะเป็นการลดค่า ซีไอดี (COD) หรือ บีไอดี (BOD) ในน้ำเสีย และเกิด

ตารางที่ 2.2 แสดงชนิดกรดโวลไทล์ที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส⁽¹¹⁾

Millimoles of product per 100 mmol of glucose fermented by organism								
Products	<i>Yeast</i> ^a	<i>Streptococcus faecalis</i> ^b	<i>Escherichia coli</i> ^c	<i>Aerobacter indologens</i> ^d	<i>Propionibacterium arabinosum</i> ^e	<i>Butyrobacterium rettgeri</i> ^f	<i>Clostridium butylicum</i> ^g	<i>Clostridium acetubutylicum</i> ^h
Butyric acid	0.21	—	—	—	—	29	17.2	4.3
Lactic acid	1.37	146	79.5	2.9	—	107	—	—
Acetic acid	15.1	18.8	36.5	0.47	10.0	88	17.2	14.2
Formic acid	0.49	33.6	2.43	17.0	—	—	—	—
Succinic acid	0.68	—	10.7	—	7.8	—	—	—
Butanol	—	—	—	—	—	—	58.6	56
Ethanol	129.9	14.6	49.8	69.5	—	—	—	7.2
Acetone	—	—	—	—	—	—	—	22.4
Isopropanol	—	—	—	—	—	—	12.1	—
Carbon dioxide	148.5	—	88.0	172.0	63.6	48	203.5	221
Hydrogen	—	—	75.0	35.4	—	74	77.6	135
2,3-Butanediol	0.68	—	0.3	66.4	—	—	—	—
Glycerol	32.3	—	1.42	—	—	—	—	—
Acetoin	0.19	—	0.059	—	—	—	—	6.4
Propionic acid	—	—	—	—	148.8	—	—	—

ก๊าซมีเทนชั้น ประมาณว่าพลังงานเคมีที่อยู่ในรูป ซีโอดี กวาร์รอยละ 90 จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของก๊าซมีเทน (16)

แบคทีเรียในชั้นตอนนี้อาจแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ตามชนิดของสารที่ถูกเปลี่ยนเป็นมีเทน คือ

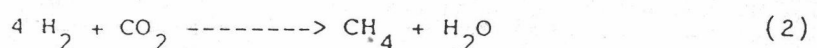
- 1) แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากอะซิติก (Acetoclastic Methane Bacteria)
- 2) แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน (H_2 - Utilizing Methane Bacteria)

Balch et. al. (17, 18) ได้สรุปแสดงชนิดของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนที่เป็นเชื้อบริสุทธิ์ไว้ ดังตารางที่ 2.3

แม้ว่าการพัฒนาความรู้ความเข้าใจในกระบวนการแบบไร้อากาศจะถูกพัฒนาทั้งทางจุลชีวและชีวเคมี รวมทั้งรูปแบบของกระบวนการต่าง ๆ เป็นเวลาติดต่อกันมากกว่า 100 ปี กลไกการสร้างก๊าซมีเทนและเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียเหล่านี้ยังคงไม่แจ่มชัด การศึกษาและงานวิจัยที่ผ่านมาส่วนใหญ่เป็นเพียงผลที่สามารถนำมาอธิบายได้ทีละส่วน ๆ เท่านั้น แต่ก็เป็นส่วนที่ทำให้เกิดความเข้าใจต่อกระบวนการย่อยสลายเพื่อให้ได้ก๊าซมีเทนเป็นอันมาก งานวิจัยที่สำคัญที่ควรกล่าวถึงพอเป็นสังเขปมีดังนี้

ในปี ค.ศ. 1890 Van Senus (19) ได้ให้เหตุผลเป็นครั้งแรกว่าการย่อยสลายแบบไร้อากาศของวัสดุพวก cellulose เกิดจากการทำงานร่วมกันของจุลชีพหลายชนิด ในปี ค.ศ. 1927 Castellani et. al. (19) ได้รายงานการศึกษาอย่างละเอียดของการเกิดก๊าซมีเทน เป็นผลจากการอยู่ร่วมกันและพึ่งพาอาศัยกันของจุลินทรีย์ ซึ่งในปัจจุบันเป็นที่ทราบกันดีโดยทั่วไป

Omelianski (20) ได้ศึกษาการเกิดก๊าซมีเทนจาก cellulose และได้เขียนการเกิดก๊าซมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน ดังนี้



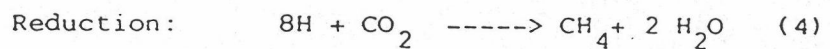
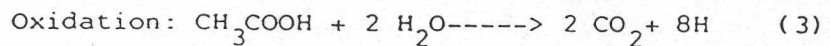
ตารางที่ 2.3 แสดงการจัดหมู่ของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนเป็นเชื้อบิวรีสุทธิโดย Balch และคณะ (17, 18)

	Type strain	Former designation	Substrates for growth and CH_4 production
Order I. <i>Methanobacteriales</i> (type order)			
Family I. <i>Methanobacteriaceae</i>			
Genus I. <i>Methanobacterium</i> (type genus)			
1. <i>Methanobacterium formicicum</i> (neotype species)	MF	<i>Methanobacterium formicicum</i>	H_2 , formate
2. <i>Methanobacterium bryantii</i>	M.o.H.	<i>Methanobacterium</i> sp. strain M.o.H.	H_2
<i>Methanobacterium bryantii</i> strain M.o.H.G.		<i>Methanobacterium</i> sp. strain M.o.H.G.	H_2
3. <i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	Δ 11	<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	H_2
Genus II. <i>Methanobrevibacter</i>			
1. <i>Methanobrevibacter ruminantium</i> (type species)	M1	<i>Methanobacterium ruminantium</i> strain M1	H_2 , formate
2. <i>Methanobrevibacter arborophilus</i>	D111	<i>Methanobacterium arborophilum</i>	H_2
<i>Methanobrevibacter arborophilus</i> strain AZ		<i>Methanobacterium</i> sp. strain AZ	H_2
<i>Methanobrevibacter arborophilus</i> strain DC		<i>Methanobacterium</i> strain DC	H_2
3. <i>Methanobrevibacter smithii</i>	PS	<i>Methanobacterium ruminantium</i> strain PS	H_2 , formate
Order II. <i>Methanococcales</i>			
Family I. <i>Methanococcaceae</i>			
Genus I. <i>Methanococcus</i>			
1. <i>Methanococcus vannielii</i> (neotype species)	SN	<i>Methanococcus vannielii</i>	H_2 , formate
2. <i>Methanococcus online</i>	PS	<i>Methanococcus</i> sp. strain PS	H_2 , formate
Order III. <i>Methanomicrobiales</i>			
Family I. <i>Methanomicrobiaceae</i> (type family)			
Genus I. <i>Methanomicrobium</i> (type genus)			
1. <i>Methanomicrobium mobile</i> (type species)	DP	<i>Methanobacterium mobile</i>	H_2 , formate
Genus II. <i>Methanogenium</i>			
1. <i>Methanogenium carloaci</i> (type species)	JR1	Carinco isolate JR1	H_2 , formate
2. <i>Methanogenium marisnigri</i>	JR1	Black Sea isolate JR1	H_2 , formate
Genus III. <i>Methanospirillum</i>			
1. <i>Methanospirillum hungatei</i>	JF1	<i>Methanospirillum hungatei</i>	H_2 , formate
Family II. <i>Methanosarcinaceae</i>			
Genus II. <i>Methanosarcina</i> (type genus)			
1. <i>Methanosarcina barkeri</i> (type species)	MS	<i>Methanosarcina barkeri</i>	H_2 , CH_4 , OH , CII , NII , acetate
<i>Methanosarcina barkeri</i> strain 227		<i>Methanosarcina barkeri</i> strain 227	H_2 , CII , OH , CII , NII , acetate
<i>Methanosarcina barkeri</i> strain W		<i>Methanosarcina barkeri</i> strain W	H_2 , CII , OH , CII , NII , acetate

ซึ่งได้รับการยืนยันจากงานวิจัยของ Söhngen (19)

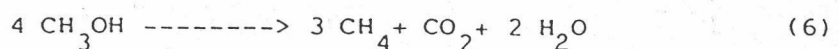
ในปี ค.ศ. 1930 Buswell และ Neave (19) ได้แสดงถึงความสำคัญที่เกี่ยวกับการย่อยสลายแบบ 2 ขั้นตอน และได้อ้างถึง Thumin และ Reichle (ปี ค.ศ. 1914) (19) ซึ่งเป็นผู้พบว่า มีการเกิดการในขั้นตอนแรกและเกิดค้างในขั้นตอนหลัง โดยกรดโวลลาไทลเป็นผลที่ไ้ระหว่างขั้นตอนทั้งสอง (Intermediates) ในปัจจุบันความคึกนี้เป็นที่ทราบกันดีและได้พัฒนานำไปใช้กับกระบวนการแบบไร้อากาศอย่างกว้างขวาง

Buswell et. al. (19) ยืนยันข้อสังเกตของ Söhngen ที่ว่าการย่อยสลายกรดโวลลาไทลไปเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ และ Barker (19) ได้ใช้ทฤษฎี Carbondioxide reduction ซึ่งคิดค้นขึ้นโดย Van Niel ในปี ค.ศ. 1934 ซึ่งกล่าวว่า acetate oxidation จะเป็นผลใหม่ที่มีการลดอะตอมของไฮโดรเจน และมีเทนเป็นผลเนื่องจากการรวมตัวของไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นเสมือนอิเล็กตรอนตามสมการ



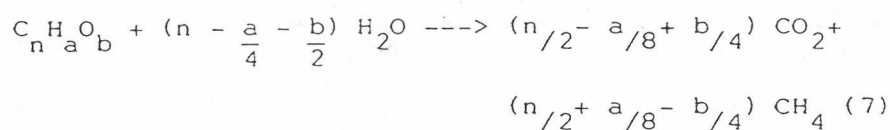
ในปี ค.ศ. 1948 Buswell และ Solo (21) ได้ใช้ธาตุกำมะถันครั้งที่ C₁₄ พิสูจน์ว่า มีเทนที่เกิดจากอะซิติลไมไซ์เกิดจากการผ่านกระบวนการคาร์บอนไดออกไซด์รีดักชัน ต่อจากนั้น Stadtman และ Barker (21) Pine และ Barker (22) ได้ทำการทดลองและยืนยันสมมุติฐาน Decarboxylation ดังนั้น ความเห็นดั้งเดิมของ Söhngen เกี่ยวกับการเกิดมีเทนว่า เกิดขึ้นได้ทั้ง Cabondioxide reduction และ Acetate decarboxylation จึงเป็นทฤษฎีที่ยอมรับในปัจจุบัน

Stadtman และ Barker (21) ได้แสดงว่าเมทานอล (Methnol acid) สามารถสลายตัวได้มีเทน ดังสมการ



ซึ่ง Schnellen⁽⁶⁾ ยืนยันว่า การสลายตัวนี้เกิดขึ้นโดย Methanosarcina Bacteria

Buswell et. al.⁽¹⁹⁾ ได้ทำการศึกษากระบวนการแบบไร้อากาศอย่างกว้างขวาง และในปี ค.ศ. 1952 ได้เสนอสมการการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศโดยทั่วไป คือ



Kaplovsky⁽⁶⁾ ได้กล่าวถึงชนิดของกรดโวลาไทล์ที่สำคัญซึ่งจะถูกนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงาน และอาหารสำหรับจุลินทรีย์ในการสร้างมีเทน ว่ามี 3 ชนิด คือ กรดอะซิติก กรดไพรูวอิก และกรดบิวทริก ซึ่งจากผลการทดลองของ McCarty⁽¹⁾ ก็ยืนยันความคิดนี้

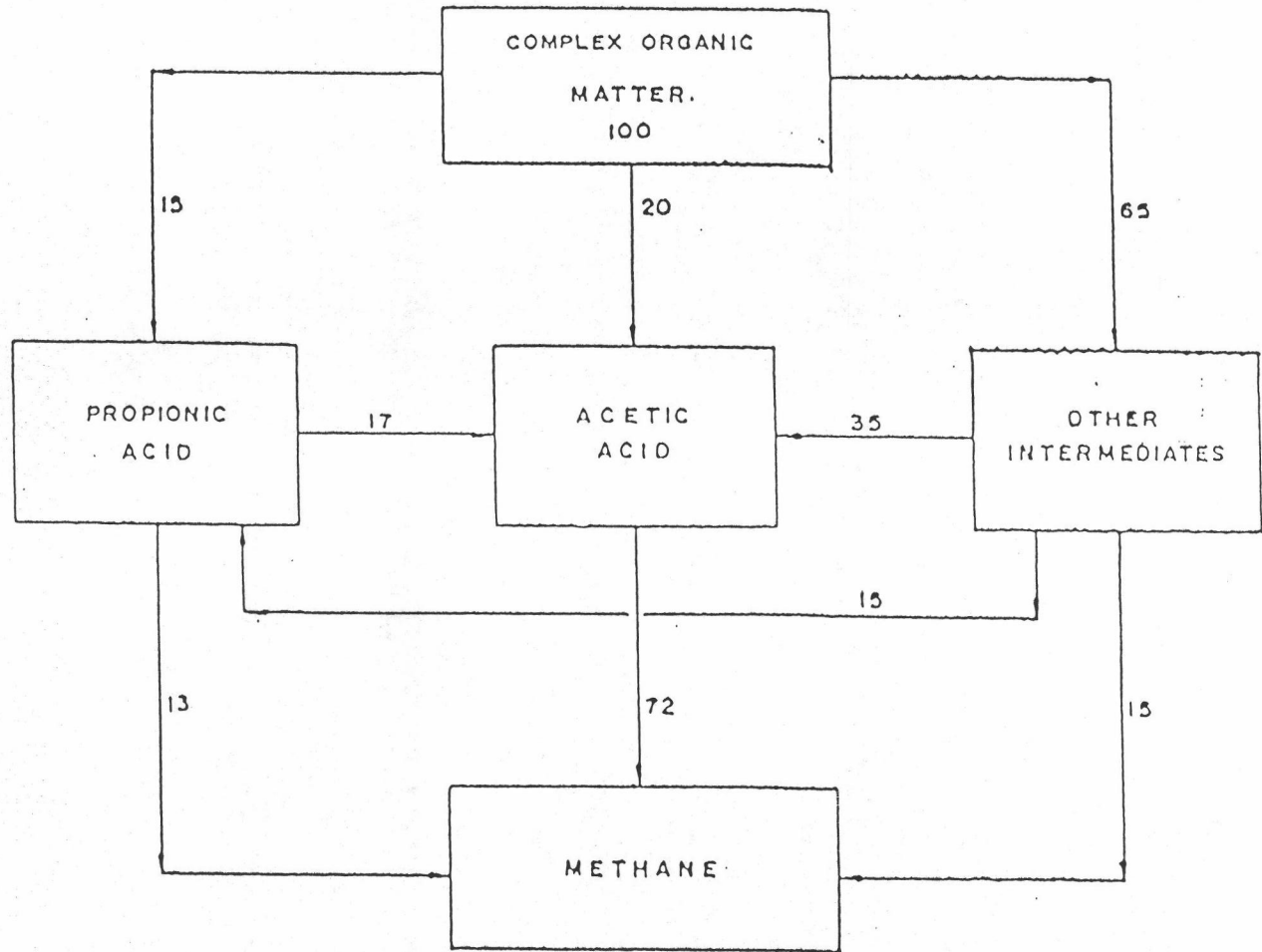
ในปี ค.ศ. 1964 McCarty⁽²³⁾ ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณก๊าซมีเทนกับปริมาณของ ซีไอที ที่ถูกทำลาย ว่า

1 ปอนด์ของ COD หรือ BOD ที่ถูกทำลายจะได้ก๊าซมีเทน 5.62 ลบ.ฟ. (STP) หรือ 1 กรัมของ COD หรือ BOD ที่ถูกทำลายจะได้ก๊าซมีเทน 0.351 ล. (STP)

Jeris และ McCarty^(11,24) ได้ใช้ธาตุคาร์บอนตรังสี่ C_4 ทดสอบการย่อยสลายของสารอินทรีย์ แสดงให้เห็นว่าประมาณร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนที่เกิดมาจากการสลายตัวของกรดอะซิติก ซึ่งในปัจจุบันเป็นที่ยอมรับและได้สรุปการเกิดของมีเทนจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ โดยเปรียบเทียบกับ ซีไอที ได้คงภาพที่ 2.4

Novak และ Calson⁽⁶⁾ Ghosh และ Pohland⁽²⁵⁾ Kasper และ Wuhrman⁽⁶⁾ พบว่า การสร้างมีเทนจะเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการทำงาน (rate limiting step) ของการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Speece และ Lawrence⁽²⁶⁾ ที่ได้พบมาก่อนหน้านี้ว่า ผลการเจริญเติบโตรวม (overall growth) ในการเกิดมีเทนจากกรดโวลาไทล์มีค่าต่ำ

013031



- 15 -

NOTES: 1. NUMBERS REPRESENT PERCENTAGE OF WASTE COD CONVERSION

ภาพที่ 2.4 แสดงการย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการแบบไร้อากาศ (11)

ในปี ค.ศ. 1980 Zeikus^(27,28) ได้แสดงให้เห็นว่า แบคทีเรียที่สร้างมีเทนสามารถใช้สารอาหารโดยตรงน้อยกว่าที่เคยสรุปในอดีตมาก กล่าวคือ สามารถใช้ไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ คาร์บอนมอนอกไซด์ เมทานอล ฟอรัแมท เมทิลลามีน และอะซิเตทเป็นสารอาหารและแหล่งพลังงานได้

ตารางที่ 2.4 แสดงการเกิดมีเทนจากการย่อยสลายของกรดโวลลาไทล์ และพลังงานที่ได้จากการย่อยสลายโดยสรุป

ตารางที่ 2.4 แสดงการเกิดมีเทนและพลังงานที่ได้⁽²⁹⁾

Reaction	G at pH 7 (k.J./CH)
$4 \text{ H}_2 + \text{CO}_2$	$\text{---> CH}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O}$ -139.2
$4 \text{ HCOO}^- + 2 \text{ H}^+$	$\text{---> CH}_4 + 2 \text{ CO}_2 + 2 \text{ HCO}_3^-$ -126.8
$\text{HCOO}^- + 3 \text{ H}_2 + \text{H}^+$	$\text{---> CH}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O}$ -134.3
$4 \text{ CO} + 2 \text{ H}_2\text{O}$	$\text{---> CH}_4 + 3 \text{ CO}_2$ -185.1
$4 \text{ CH}_3\text{OH}$	$\text{---> } 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O}$ -102.5
$\text{CH}_3\text{OH} + \text{H}_2$	$\text{---> CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$ -121.1
$4 \text{ CH}_3\text{NH}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O} + 4 \text{ H}^+$	$\text{---> } 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4 \text{ NH}_4^+$ -101.6
$2 (\text{CH}_3)_2\text{NH} + 2 \text{ H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^+$	$\text{---> } 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2 \text{ NH}_4^+$ - 86.3
$4 (\text{CH}_3)_2\text{N} + 6 \text{ H}_2\text{O} + 4 \text{ H}^+$	$\text{---> } 9\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 4 \text{ NH}_4^+$ - 80.2
$2 \text{ CH}_3\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_3)_2 + 2 \text{ H}_2\text{O}$	$\text{---> } 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2 \text{ CH}_3\text{CH}_2\text{NH}_2$ - 70
$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O}$	$\text{---> CH}_4 + \text{HCO}_3^-$ - 28.2

ในปัจจุบันเป็นที่ยอมรับว่า แบคทีเรียที่สร้างมีเทนสามารถเติบโตในช่วงพีเอชแคบ ๆ เท่านั้น และปัจจัยจากสิ่งแวดล้อมจะมีผลโดยตรงต่อการเจริญเติบโต ซึ่งจะกล่าวในหัวข้อต่อไป แบคทีเรียที่สร้างมีเทนทุกชนิดเป็นแบคทีเรียที่ดำรงชีวิตอยู่ได้เฉพาะในสภาวะไม่มีออกซิเจนเท่านั้น (Obligate Anaerobic Bacteria) และสรุปได้ว่าการเกิด



ก๊าซมีเทนที่สำคัญเกิดจากขบวนการ Acetate Decarboxylation และ Reduction Methan Formation โดยกว่า 70% ของก๊าซมีเทนเกิดจากขบวนการแรก

2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

จากความรู้พื้นฐานทางค่านจุลชีววิทยาและชีวเคมีที่กล่าวมาในหัวข้อที่แล้ว จะเห็นได้ว่า กระบวนการนี้กำจัดสารอินทรีย์ได้เฉพาะในชั้นตอนที่แบคทีเรียสร้างมีเทนเท่านั้น McCarty^(6, 15) ได้แสดงให้เห็นว่า อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายกรดโวลลาไทล์ไปเป็นก๊าซมีเทน สาเหตุที่เป็นเช่นนี้อาจสรุปได้ว่า เป็นเพราะก๊าซมีเทนซึ่งเป็นผลผลิตขั้นสุดท้ายของกระบวนการ เป็นก๊าซที่มีพลังงานสูง ทำให้แบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้รับพลังงาน เพื่อนำไปใช้ในการดำรงชีวิตและเจริญเติบโตได้ค่า อีกทั้งแบคทีเรียเหล่านี้มีความสามารถใช้อาหารที่จำกัด และสามารถดำรงชีวิตในสภาวะแวดล้อมจำเพาะเท่านั้นด้วย ดังนั้น หากปัจจัยใด ๆ ที่มีผลต่อกลไกการย่อยสลายของแบคทีเรียเหล่านี้เปลี่ยนแปลงไป จะเป็นผลให้ประสิทธิภาพและเสถียรภาพของกระบวนการเปลี่ยนแปลงไปด้วย ปัจจัยเหล่านี้สามารถกล่าวแยกได้เป็นหัวข้อดังนี้

2.3.1 อุณหภูมิ

ภายในตัวแบคทีเรียมีน้ำเป็นองค์ประกอบเป็นหลัก ดังนั้น แบคทีเรียส่วนใหญ่จึงดำรงชีวิตได้ในช่วงอุณหภูมิต่ำกว่า 99 °C. กลไกในการดำรงชีวิตของแบคทีเรียจะมาจากปฏิกิริยาของเอนไซม์โดยใช้น้ำเป็นตัวกลาง แบคทีเรียบางชนิดจะสามารถดำรงชีวิตได้ในช่วงอุณหภูมิที่กว้าง เช่น E. coli สามารถอยู่ได้ในช่วงอุณหภูมิ 10 - 46 °C. แต่อุณหภูมิที่แบคทีเรียชนิดนี้เจริญเติบโตได้ดีที่สุดจะอยู่ในช่วงแคบ ๆ คือ 37 - 45 °C. (1, 26, 30) ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเจริญเติบโต สามารถแบ่งได้เป็น 3 ช่วง คือ

- (1) ไชโคฟิลิกแบคทีเรีย (Psychrophilic Bacteria) จะเติบโตที่อุณหภูมิ < 20 °C.
- (2) มีโซฟิลิกแบคทีเรีย (Mesophilic Bacteria) จะเติบโตที่อุณหภูมิ 20 - 45 °C.
- (3) เทอร์โมฟิลิกแบคทีเรีย (Thermophilic Bacteria) จะเติบโตที่อุณหภูมิ > 45 °C.

ความสนใจในการใช้อุณหภูมิมาเป็นตัวควบคุมกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน เริ่มขึ้นเมื่อปี ค.ศ. 1920⁽³¹⁾ แต่อย่างไรก็ตามผลการวิจัยช่วงนี้จำกัดอยู่เฉพาะการปรับปรุงการแยกน้ำออกจากตะกอนอินทรีย์เท่านั้น

ในปี ค.ศ. 1931 Rudolf และ Heukielekian⁽⁶⁾ สามารถที่จะลดเวลาการหมักลงได้ โดยเพิ่มอุณหภูมิให้ระบบ ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิจัยของ Fair และ Moore⁽³²⁾ Sherman และ Camevon (1934)⁽³⁰⁾ ได้แสดงให้เห็นถึงอัตราการผลิตอุณหภูมิให้กับระบบ และแสดงให้เห็นว่าถ้าอัตราการผลิตหรือลดอุณหภูมิอย่างกะทันหันจะเป็นการฆ่าแบคทีเรียโดยตรง

อย่างไรก็ตาม Stander และ Elzworth⁽³⁰⁾ ได้ค้นพบว่า การบำบัดแบบไร้อากาศที่อุณหภูมิสูง ๆ มีข้อจำกัดเพิ่มขึ้น เนื่องจากสารอินทรีย์บางชนิดจะเป็นพิษมากขึ้นเมื่อเพิ่มอุณหภูมิ

ในช่วงทศวรรษที่ 1950 งานค้นคว้าส่วนใหญ่พยายามที่จะหาช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการหมักแบบไร้ออกซิเจน A.M. Buswell⁽³³⁾ แสดงให้เห็นว่า การบำบัดแบบไร้ออกซิเจนสามารถทำได้ในช่วงอุณหภูมิ 0 - 55 °C. แต่ช่วงที่มีการย่อยสลายดีนั้นจะอยู่ในช่วง 26 - 37 °C. และ 50 - 55 °C. แต่ Babbitt และ Bauman⁽²⁶⁾ ได้ลงความเห็นว่า ดัชนีโดยทั่วไปต่ออุณหภูมิสูงกว่า 10 °C. ระบบจะหยุดทำงานโดยสิ้นเชิง

Schlenz⁽³⁰⁾ พบว่า อุณหภูมิระหว่าง 32 - 35 °C. จะสามารถบำบัดน้ำเสียได้ดี และมีความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์ด้วย แต่งานวิจัยอื่นสนับสนุนช่วงอุณหภูมิที่กว้างกว่า กล่าวคือ 30 - 38 °C. (McCarty)⁽⁹⁾ และ 29 - 40 °C. (Eckenfelder และ O'connor)⁽²⁶⁾

Lawrence และ McCarty^(26, 30) ได้แสดงให้เห็นว่า อุณหภูมิจะส่งผลกระทบต่อในทางอ้อมต่อกลไกการย่อยสลาย และสรุปว่า การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิจะเป็นการคัดเลือกพันธุ์ภายในระบบไปด้วย Pfeffer และ Leiter⁽²⁶⁾ พบว่า เมื่ออายุตะกอน (SRT) สูง ๆ แล้ว การเพิ่มอุณหภูมิจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพและเสถียรภาพของระบบเลย ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Lawrence⁽²⁶⁾ ที่ทำการวิจัยต่อมา

ในปี ค.ศ. 1974 Pfeffer และ Liebman⁽³⁴⁾ ค้นพบว่าประสิทธิภาพระบบจะลดลงเมื่อเพิ่มอุณหภูมิมากกว่า 60 °C. และสรุปเช่นเดียวกับ Gavber et. al.⁽³⁵⁾ ว่า การเพิ่มอุณหภูมิให้กระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนไม่ช่วยทำให้ระบบมีเสถียรภาพมากขึ้น แต่ประการใด เพียงแต่ช่วยลดเวลาการบำบัดลดลงเท่านั้น

ในปัจจุบันเป็นที่ยอมรับว่า การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนจะมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วง คือ 30 - 40 °C. สำหรับมีโซฟิลิกแบคทีเรีย และ 45 - 55 °C. สำหรับเทอร์โมฟิลิกแบคทีเรีย และการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิเพียง 1 - 2 °C. จะทำให้การเกิดก๊าซมีเทนเปลี่ยนแปลงด้วย⁽⁹⁾ โดยอุณหภูมิจะมีผลต่อการใช้สารอาหารจำเพาะของแบคทีเรีย

2.3.2 ค่า pH

พีเอชของแบคทีเรียโดยทั่วไปอยู่ในช่วง 5 - 9 แต่สำหรับแบคทีเรียที่สร้างมีเทนจะมีช่วงแคบกว่า คือ 6.8 - 7.2^(20, 36) แต่งานวิจัยบางชิ้นเสนอว่าควรเป็น 6.6 - 7.4⁽³⁷⁾

ความสัมพันธ์ระหว่างการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกับค่า pH แม้ในปัจจุบันยังไม่เป็นที่เข้าใจอย่างสมบูรณ์ โดยมีอยู่สองสมมุติฐานที่ใช้ในการอธิบาย กล่าวคือ สมมุติฐานแรกจะเน้นที่ผลของ pH ที่มีต่อการทำงานของเอนไซม์ทั้งภายในและภายนอกเซลล์ ส่วนอีกสมมุติฐานหนึ่งค่อนข้างเป็นที่ยอมรับกันมากกว่า โดยเน้นที่ปริมาณของไฮโดรเจนไอออนซึ่งมีความแตกต่างกัน ณ ที่ค่าพีเอชหนึ่ง ๆ จะเป็นผลให้ค่าความต่างศักย์ทางเคมีไฟฟ้า (electrochemical gradient) ของการขนส่งสารอาหารและกำจัดของเสียออกเปลี่ยนแปลงไป⁽¹⁾ โดยที่เมื่อพีเอชมีค่าต่ำทำให้ไฮโดรเจนไอออนมีอยู่มากซึ่งยากแก่การซึมเข้าและออกจากเซลล์ได้ เป็นสาเหตุให้แบคทีเรียตาย

ในปี ค.ศ. 1956 Barker⁽²⁰⁾ สรุปว่า ช่วงพีเอชที่เหมาะสม คือ 6.8 - 7.2 และที่พีเอชน้อยกว่า 6 หรือ พีเอชมากกว่า 8 การผลิตก๊าซมีเทนจะลดลงอย่างรวดเร็ว แต่ McCarty⁽³⁷⁾ เสนอว่า พีเอชที่เหมาะสมควรเป็น 6.6 - 7.4

Keefe และ Urtes⁽⁶⁾ พบว่า ไฮโดรเจนไอออนเป็นพิษโดยตรงกับ

แบคทีเรียในถังหมักแบบไร้ออกซิเจน

การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ เกิดจากสาเหตุหลักสองประการ คือ จากน้ำเข้าโดยตรง และ จากการสร้างกรดโวลาทิลในขั้นตอน Non - methanogenic การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชเนื่องจากสาเหตุแรกนั้นแก้ไขได้ง่าย แต่ถ้ามักเกิดจากสาเหตุที่สองซึ่งเป็นผลของกลไกการย่อยสลายของแบคทีเรีย โดยมีปัจจัยอื่น ๆ เกี่ยวกับของอยู่มากทำให้ยากแก่การควบคุม จนกระทั่งในปี ค.ศ. 1969 Pohland⁽³⁸⁾ ได้เสนอวิธีการควบคุมพีเอช โดยอาศัยความเป็นค่าง เรียกว่า การควบคุมโดยสมดุลระหว่างกรดและค่าง (Acid - Base Equilibrium Control) ดังสมการ

$$BA = TA - 0.833(0.85) TVA \quad (8)$$

โดย BA = ปริมาณความเป็นค่างไบคาร์บอเนตที่มากเกินพอหรือขาดไป (มก./ล. ของ $CaCO_3$)

TA = ปริมาณความเป็นค่างรวม (Total Alkalinity) วัดโดยการติเตรตถึงพีเอช 4.0 (มก./ล. ของ $CaCO_3$)

TVA = ปริมาณของกรดโวลาทิลรวม (Total Volatile Acid) ที่มีอยู่ (มก./ล. ของ CH_3COOH)

0.833 = น้ำหนักสมมูลของ $CaCO_3$ / น้ำหนักสมมูลของ CH_3COOH

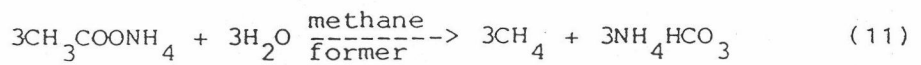
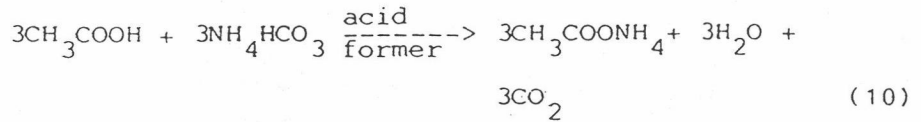
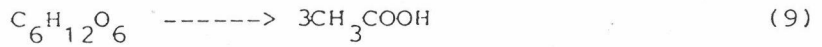
0.85 = มีอะซิติก 85% จากกรดโวลาทิล เมื่อใช้วิธีติเตรตจนถึงพีเอช 4.0

Kirsch และ Sykes⁽³⁹⁾ ได้แนะนำ ในการปรับค่าพีเอช ควรใช้ $NaHCO_3$ มากกว่า $NaOH$ หรือ ปูนขาว

ความจำเป็นในการปรับพีเอชนี้ เนื่องจากขั้นตอนแรก คือ Non - Methanogenic Phase นั้นจะสร้างกรดขึ้นมาก่อน เป็นเหตุที่อาจทำให้พีเอชมีค่าต่ำจนไม่เหมาะสมกับแบคทีเรียที่สร้างมีเทน การเปลี่ยนแปลงค่า พีเอช ขึ้นอยู่กับหลายสาเหตุ แต่ที่สำคัญได้แก่ ปริมาณบัฟเฟอร์ (buffering capacity) ถ้ามีบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้ พีเอช ลดต่ำลงจนไม่เกิดการสร้างมีเทน ซึ่งเรียกว่า " Stuck Digestion "

โดยปกติในน้ำเสียทั่วไปจะมีปริมาณบัฟเฟอร์ผสมอยู่ และในสารอินทรีย์พวก

โปรตีน เมื่อย่อยสลายก็ให้ค่าซึ่งจัดว่าเป็นบัพเฟอร์ทางธรรมชาติ กลไกการทำลายบัพเฟอร์ และสร้างบัพเฟอร์นี้ อาจเขียนเป็นสมการได้ดังนี้



นอกจากปริมาณค่าความเป็นค่าแล้ว Bonta และ Pomeroy⁽⁴⁰⁾ ได้ แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่าง พีเอช และคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้น ดังสมการ

$$pH = 5.14 - \log(\% CO_2) + \log(HCO_3^- \text{ as mg/L CaCO}_3) \quad (12)$$

2.3.3 กรควิวลาไธลและสภาพความเป็นค่า

กรควิวลาไธลเป็นผลมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในชั้นตอน Non - Methanogenic ดังได้กล่าวมาแล้ว ซึ่งจะถูกใช้เป็นสารอาหารและแหล่งพลังงานสำหรับ แบคทีเรียที่สร้างมีเทน สำหรับระบบที่มีเสถียรภาพกรควิวลาไธลจะมีเหลืออยู่ในระบบไม่มากนัก เนื่องจากจะถูกผลิตขึ้นและถูกทำลายลงในอัตราที่ใกล้เคียงกัน ทำให้ไม่เกิดการสะสมขึ้น ในระบบ ดังนั้น สามารถใช้ค่าของกรควิวลาไธลที่มีอยู่ในระบบมาเป็นตัวชี้สถานะภาพของการทำงานได้

ในปี ค.ศ. 1947 Buswell และ Schlenz^(6,41,42) พบว่า ความเข้มข้นของกรควิวลาไธลในระบบที่สูงกว่า 2,000 มก./ล. จะเกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ แต่งานค้นคว้าในปี ค.ศ. 1958 ของ Schulze และ Raju⁽⁴³⁾ พบว่า กรควิวลาไธลที่มีความเข้มข้นเกิน 3,000 มก./ล. จึงจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ งานวิจัยทั้งสองนี้พิจารณาว่ากรควิวลาไธล เป็นพิษต่อจุลินทรีย์โดยตรง ผลที่เกิดจากกรควิวลาไธลทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง

นักวิจัยบางท่านในขณะนั้นไม่เห็นด้วยกับข้อสรุปนี้ เช่น Cassell และ Sawyer ในปี ค.ศ. 1959^(44,45) และ Kaplovsky⁽⁴⁶⁾ ในปี ค.ศ. 1951 ซึ่งสรุป

ว่า กรดโวลลาไธลจะเป็นอันตรายต่อระบบเนื่องจากค่า พีเอช ลดลง จึงอาจแก้ไขได้ด้วยการเติมด่างลงไปก็เป็นการเพียงพอ

ต่อมาในปี 1961 McCarty และ McKinney⁽⁴⁷⁾ ได้ให้ข้อสรุปที่แตกต่างออกไป โดยพบว่า ปริมาณกรดโวลลาไธลที่สูงถึง 6,000 มก./ล. นั้น ไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ แต่การที่ระบบล้มเหลวเป็นผลมาจากการเติมสารที่เพิ่มค่าความเป็นด่างลงไปเพื่อรักษาระดับพีเอชแล้วทำให้เกิดเกลือที่เป็นพิษแทน แนวความคิดนี้เป็นที่ยอมรับจนถึงปัจจุบัน

ต่อจากนั้นมีการค้นพบว่า แร่ระบบจะมีค่า พีเอช ที่เหมาะสมและมีความเข้มข้นของกรดโวลลาไธลในระบบต่ำ แต่ระบบก็ยังล้มเหลว งานวิจัยต่าง ๆ จึงมุ่งไปที่ชนิดของกรดโวลลาไธลที่เกิดขึ้นในระบบ Buswell และ Morgan⁽⁴⁸⁾ ได้สรุปว่า กรดโพรพิโอนิก (propionic) เป็นพิษต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน แต่ข้อสรุปนี้ถูกคัดค้านจาก Lawrence⁽¹⁵⁾ และ McCarty^(24,49) และ Schulze⁽⁴³⁾ โดยชี้ให้เห็นว่า อัตราการย่อยสลายกรดโพรพิโอนิกนั้น สูงมากกว่าการย่อยสลายกรดอะซิติกประมาณ 100 เท่า การที่พบว่ากรดโพรพิโอนิกมีการสะสมในระบบที่ล้มเหลวอยู่สูง อาจเป็นเพราะระบบขาดแบคทีเรียชนิด propionicum มากกว่า ทั้งนี้ Muller et. al.⁽⁵⁰⁾ และ Pohland⁽⁵¹⁾ สรุปว่า การที่ระบบล้มเหลวนั้นเป็นเพราะความสัมพันธ์ของกรดโวลลาไธลต่อความเป็นด่างในระบบ (VFA/Alkalinity) ถูกทำลายเป็นเหตุให้ค่าพีเอช มีการเปลี่ยนแปลงขึ้นและลงอย่างรวดเร็วระบบจึงล้มเหลว แม้ว่าจะมีค่ากรดโวลลาไธลต่ำก็ตาม

ในปี 1969 Water Pollution Control Federation (WPCF)⁽⁵²⁾ โดยยอมรับการใช้ค่า VFA/Alkalinity มาเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ โดยสรุปว่า

VFA/Alk.	< 0.3 - 0.4	ระบบทำงานได้ดี
VFA/Alk.	> 0.8	ระบบล้มเหลว

โดยกรดโวลลาไธล (VFA) วัดในรูปของกรดอะซิติก (CH_3COOH) และค่าความเป็นด่าง (Alk.) วัดในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) เมื่อใช้วิธีการติเตตถึงพีเอช 4

จากงานของ Hattingh et. al. (53) ได้คัดค้านข้อสรุปของการใช้ค่าอัตราส่วนของ VFA/Total - Alk. บางส่วนว่าเนื่องจาก

$$\begin{aligned} \text{Total - Alkalinity} &= [\text{HCO}_3^- - \text{Alkalinity}] + [\text{VA} - \text{Alkalinity}] \\ \text{โดยที่} \quad \text{Total - Alkalinity} &= \text{ค่าความเป็นด่างรวม เมื่อวัดโดยการติเตรต} \\ &\quad \text{ถึงพีเอช 0.4 (มก./ล. ในรูป CaCO}_3\text{)} \\ \text{HCO}_3^- - \text{Alkalinity} &= \text{ค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนต} \\ \text{VA - Alkalinity} &= \text{ค่าความเป็นด่างของกรดโวลลาไทล์} \end{aligned}$$

ดังนั้น จึงจำเป็นที่จะต้องพิจารณาว่า ปริมาณของ $\text{HCO}_3^- - \text{Alk.}$ เปรียบเทียบกับ $\text{VA} - \text{Alk.}$ ภาย โดยเมื่อค่าอัตราส่วน $\text{VFA}/\text{HCO}_3^-$ มีค่าต่ำกว่า 0.4 ระบบจึงจะมีพีเอชที่ดี และเมื่อใดที่ค่าอัตราส่วน $\text{VFA}/\text{HCO}_3^-$ มีค่าสูงกว่า 0.8 ระบบจะมีแนวโน้มว่าจะล้มเหลว

การใช้ค่าอัตราส่วน $\text{VFA}/\text{Total} - \text{Alk.}$ และค่าอัตราส่วน $\text{VFA}/\text{HCO}_3^- - \text{Alk.}$ เป็นตัวบ่งชี้ประสิทธิภาพของระบบจึงเป็นที่ยอมรับในปัจจุบัน

สำหรับปริมาณของค่าความเป็นด่างในกระบวนการแบบไร้อากาศนอกจากที่ขึ้นอยู่กับธรรมชาติในน้ำทิ้งที่เข้าระบบ ก็จะได้จากการย่อยสลายของโปรตีนคั่งกล่าวในหัวซอคค่าพีเอชมาแล้ว

2.3.4 ความต้องการอาหารที่จำเป็น (Nutrient Requirement)

การที่แบคทีเรียจะทำงานได้ก็จำเป็นที่จะต้องมีส่วนหลายชนิด เพื่อให้แบคทีเรียนำไปใช้ ทั้งในการเจริญเติบโตและให้พลังงาน สารอาหารโดยทั่วไปอาจแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ประเภทแรกได้แก่ สารอาหารที่จำเป็น ถ้าขาดสารอาหารประเภทนี้จะไม่มีการเจริญเติบโต อีกประเภทหนึ่ง คือ สารอาหารที่มีประโยชน์ แต่ไม่จำเป็นต้องมีก็ได้ สารอาหารบางชนิดจะเป็นทั้งแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนเพื่อใช้ในการเจริญเติบโต แต่บางชนิดเป็นเพียงแหล่งพลังงาน โดยที่แบคทีเรียไม่นำเข้ามาใช้เป็นส่วนประกอบของเซลล์

สารอาหารที่จำเป็นสำหรับแบคทีเรีย สามารถแบ่งได้เป็นสองชนิด คือ

สารอาหารหลัก (Macronutrient) และสารอาหารรอง (Micronutrient) ขึ้นอยู่กับปริมาณของสารอาหารที่ต้องการมากหรือน้อย ถ้าต้องการมากจะเป็นสารอาหารหลัก และถ้าต้องการน้อยก็เป็นสารอาหารรอง ปริมาณของสารอาหารรองบางครั้งต้องการน้อยมากจนยากต่อการวัด จนในบางครั้งไม่รู้ว่ามียูแล้วในพีทแบคทีเรียเคปโต (54)

สารอาหารหลักที่สำคัญได้แก่ คาร์บอน ซัลเฟอร์ ไนโตรเจน และ ฟอสฟอรัส แหล่งสามัญของสารอาหารหลักทั้ง 4 ชนิดแสดงดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 แหล่งสามัญของสารอาหารหลัก (Macronutrient) (54)

ธาตุ	แหล่งที่ได้
คาร์บอน	CO ₂ , น้ำตาล , โปรตีน , ไขมัน
ไนโตรเจน	โปรตีน , แอมโมเนีย , ไนเตรต
ซัลเฟอร์	โปรตีน , ซัลเฟต
ฟอสฟอรัส	ฟอสเฟต

แบคทีเรียบางชนิดสามารถใช้สารอาหารได้อย่างกว้างขวาง แต่บางชนิดก็มีความจำกัดในการใช้สารอาหาร

สำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ มิงงานวิจัยบางชิ้นที่มีการหาปริมาณสารอาหารที่ต้องการ ในปี 1964 Speece และ McCarty (55) ได้แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจน เมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์ = 9.4 (Cell weight/N = 9.4) Sanders และ Bloodgood (56) พบว่า จุลชีพต้องการฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของธาตุไนโตรเจน (N/P = 7) และ McCarty (55) กล่าวว่า อัตราส่วนอย่างน้อยที่สุดของแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนควรมีค่าดังนี้ BOD_L : N : P = 100 : 1.1 : 0.2 และเมื่อต้องการอัตราการย่อยสลายสูงแล้ว พบว่า จำเป็นต้องเพิ่มสารอนินทรีย์บางชนิด เช่น เหล็ก, โคบอลต์, ไทอะมิน และวิตามิน B₁₂ ด้วย

ตารางที่ 2.6 แสดงปริมาณสารอาหารรอง (Micronutrient) ที่เชื่อว่าเหมาะสมกับกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ⁽⁵⁷⁾

ตารางที่ 2.6 ปริมาณสารอาหารรองที่จำเป็น

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 (Pantothenic acid)	1 - 5

และในปี 1979 Schonheit et. al.⁽⁵⁸⁾ ได้แสดงให้เห็นว่า นิเกิล ซึ่งแต่เดิมเชื่อว่าเป็นสารพิษนั้น⁽⁵⁹⁾ เป็นสารที่มีผลช่วยในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ชื่อ *Methnobacterium thermoautotrophicum* ในงานวิจัยของ Diekert⁽⁶⁰⁾ ก็พบว่า แบคทีเรียชื่อ *Methanobrevibacter smithii* และ *Methnosarcina barkeri* ก็มีนิเกิลเป็นสารที่มีผลช่วยในการเจริญเติบโต เช่นเดียวกัน

Thauer⁽⁶¹⁾ ได้สรุปว่า นิเกิล โคบอลต์ และโมลิบดีนัม เป็นสารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียหลายชนิด แต่เนื่องจากมีปริมาณน้อยมากจึงทำให้ตรวจสอบยาก และเชื่อว่าสารเหล่านี้ได้จากการสึกกร่อนของข้อต่อและท่อที่ทำจาก Stainless Steel ที่ใช้ในระบบเป็นแหล่งใหญ่

2.3.5 สารพิษ (Toxic Material)

สารเคมีใด ๆ ที่เข้าสู่ระบบ เมื่อถึงค่าความเข้มข้นหนึ่ง ที่สภาวะหนึ่ง แล้วยังผลให้ประสิทธิภาพหรือเสถียรภาพของระบบลดลง สารนั้นจัดว่าเป็นพิษ McCarty⁽⁶²⁾ พบว่า ความเป็นพิษต่อระบบของสารพิษนั้นมีได้ตั้งแต่ยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ (Inhibited) จนถึงฆ่าจุลินทรีย์ (Toxic) โดยขึ้นกับชนิดของสาร และปริมาณของสารนั้น ๆ การควบคุมความเป็นพิษของสารพิษที่มีต่อระบบ อาจแบ่งได้เป็น 4 วิธี ดังตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 แสดงวิธีการควบคุมความเป็นพิษของสารพิษ⁽¹⁾

วิธีที่	วิธีการ
1	กำจัดออกก่อนเข้าระบบ
2	เจือจางจนถึงระดับที่ไม่มีพิษ
3	ตกตะกอนให้อยู่ในรูปสารประกอบอื่นที่ไม่เป็นพิษ
4	ใช้สารอื่นช่วยลดความเป็นพิษของสารนั้น ๆ (Antagonism)

พิจารณาจากวิธีการในการควบคุมความเป็นพิษของสารพิษ จะเห็นได้ว่า ความเป็นพิษของสารใด ๆ ไม่อาจที่จะพิจารณาเพียงค่าใดค่าหนึ่งได้ ตัวอย่าง เช่น F.J. Feng และ A. Gaucy, Jr⁽¹⁾ พบว่า ไซยาไนด์ (Cyanide) ซึ่งเป็นพิษโดยตรงต่อจุลินทรีย์ ที่ความเข้มข้นต่ำกว่า 2 mg/L นั้น สามารถมีได้สูงถึง 20 mg/L ได้ถ้าเลี้ยงจุลินทรีย์ภายในระบบให้คุ้นเคยเสียก่อน (accimilation) นอกจากนี้ยังต้องพิจารณาปรากฏการณ์แอนตา-โกนิซึม (Antagonism) ด้วย

ความเป็นพิษของสารใด ๆ อาจมีพิษมากขึ้นหรือต่ำลงได้ เมื่อพบที่ พีเอช ต่าง ๆ กัน หรืออุณหภูมิต่างกันได้ด้วย⁽⁶³⁾

โดยทั่วไปสำหรับกระบวนการแบบไร้อากาศ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์แบ่งได้ เป็น 4 ประเภท คือ

2.3.5.1 พิษของกรดโวลาไทล์ (Volatile Acid Toxicity)

กรดโวลาไทล์เป็นพิษต่อจุลินทรีย์พวกสร้างมีเทนเพราะการที่เกิดกรดโวลาไทล์มากขึ้น จะทำให้พีเอชต่ำลงไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิต Kotze และคณะ (30) แสดงให้เห็นว่า โมเลกุลของกรดอ่อน (weak acid) และด่างอ่อน (weak base) ที่ไม่แตกตัวเป็นไอออน (ionic form) สามารถผ่านเข้าไปในเซลล์ได้เร็วมาก ทำให้เซลล์เสียสมดุลของการส่งและขับถ่าย จุลินทรีย์จึงตาย และด่างอ่อนก็ให้ผลเช่นเดียวกัน

2.3.5.2 พิษของไอออนและโลหะหนัก (Ion or Heavy Metal Toxicity)

ระดับความเข้มข้นของไอออนหรือโลหะหนักใด ๆ เมื่อเกินค่าหนึ่ง ๆ แล้วจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ ไอออนที่พบทั่วไปได้แก่ Na^+ K^+ Mg^{2+} Ca^{2+} และ S^{2-} McCarty และ McKinney (64) กล่าวว่า ไอออนบวกที่มีวาเลนซ์ 2 จะมีพิษมากกว่าไอออนที่มีวาเลนซ์ 1 ถึง 10 เท่า ดังนั้น อาจสรุปได้ว่าความเป็นพิษของไอออนบวกจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีวาเลนซ์สูงขึ้นและน้ำหนักอะตอมที่มากขึ้น วิธีการควบคุมความเป็นพิษวิธีหนึ่ง คือ ลดความเป็นพิษลงโดยใช้วิธีแอนตาโกนิซึม (Antagonism) คือ ใช้หลักการที่พิษของไอออนบวกชนิดหนึ่ง เช่น พิษของ Na^+ ที่ความเข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถลดลงได้ถ้ามี Ca^{2+} หรือ Mg^{2+} อยู่ 50 - 100 มก./ล. (64) แต่บางครั้งไอออนบวกบางชนิดสามารถเสริมความเป็นพิษของไอออนบวกอีกชนิดหนึ่งได้ เรียกปรากฏการณ์นี้ว่า ซินเนอร์ยิซึม ปรากฏการณ์ทั้งสองนี้สามารถสรุปเป็นตารางที่ 2.8

ส่วนพิษของโลหะหนัก ได้แก่ แมงกานีส สังกะสี แคดเมียม นิเกิล โคบอลต์ และโครเมียม เป็นต้น โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทั้งในรูปของไอออน ปริมาณความเข้มข้นที่เป็นพิษของสารเหล่านี้ จำเป็นที่ต้องทราบถึงปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ก่อน เพราะว่าไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือของโลหะหนัก ซึ่งไม่ละลายน้ำ (62) (คังภาพที่ 2.5)

<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 0 auto;"> SOLUBLE HEAVY METALS COPPER NICKEL ZINC </div>	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 0 auto;"> SULFIDES </div>	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 0 auto;"> INSOLUBLE HEAVY METALS SULFIDES </div>
TOXIC		NON-TOXIC
QUANTITY OF SULFIDE SALTS REQUIRED FOR PRECIPITATION		
<u>SULFIDE SALTS ADDED</u>		<u>CONCENTRATION OF HEAVY METALS PRECIPITATION</u>
1 mg/l SULFIDE(S ²⁻)		1.80-2.00 mg/l
1 mg/l SODIUM SULFIDE(Na ₂ S)		0.75-0.84 mg/l
1 mg/l SODIUM SULFIDE(Na ₂ S·9H ₂ O)		0.24-0.27 mg/l



ภาพที่ 2.5 ปฏิกิริยาการทำลายพิษของโลหะหนักโดยซัลไฟด์
ในสภาวะไร้ออกซิเจน (62)

ตารางที่ 2.8 แสดงปรากฏการณ์แอนตาโกนิซึมและซินเนอร์จิสซึม (57)

Cation	Antagonist	Synergist	Concentration of Secondary Cation at which Antagonism Ends or Synergism Begins (mg/liter)
Na	K		4,000-5,000
Na		NH ₄	200-400
Na		Ca	400-2,000
Na		Mg	250-1,250
NH ₄	Na		1,000-2,000
NH ₄		K	1,000
NH ₄		Ca	400-800
NH ₄		Mg	120-250
K	Na		2,000-2,500
K	Ca		2,000-4,000
K	Mg		1,700-2,000
K	NH ₄		1,700
Mg	Na		2,000-2,500
Mg	K		4,000-5,000
Mg		NH ₄	100-200
Mg		Ca	200
Ca	Na		1,000-1,200
Ca	K		4,000-5,000
Ca		NH ₄	700-900
Ca		Mg	100-250

ทั้งความเข้มข้นและโลหะหนักที่จะเกิดเป็นพิษต่อระบบแสดงใน

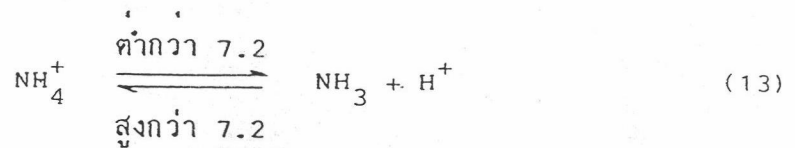
ตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 แสดงความเข้มข้นของไอออนและโลหะหนักที่เกิดเป็นพิษต่อระบบหมัก โดยตรง⁽⁶²⁾

ไอออนและโลหะหนักที่เป็นพิษ	ความเข้มข้น		ผลกระทบต่อระบบ
	ไมก./ลย.คณ.	มก./ลย.คณ.	
Na ⁺	0.2	4,500	เริ่มมีการยับยั้งการทำงานของ (inhibition)
	0.4	9,200	หยุดการทำงาน (complete inhibition)
K ⁺	0.05-0.10	1,500-3,900	ไม่มีผล (no inhibition)
	> 0.1	> 3,900	เริ่มมีการยับยั้งการทำงานของ
Mg ²⁺	0.35	13,650	หยุดการทำงาน
	> 0.05	1,200	เริ่มมีการยับยั้งการทำงานของ
Ca ²⁺	0.2	4,300	หยุดการทำงาน
	0.075	3,000	เริ่มมีการยับยั้งการทำงานของ
S ²⁻	> 0.2	> 8,000	หยุดการทำงาน
	-	150-250	เริ่มมีการยับยั้งการทำงานของ
Cu	-	800	หยุดการทำงาน
	-	397	การยับยั้งที่เพิ่มขึ้นลดลงเหลือร้อยละ 24 ของเกณฑ์ควบคุม
Zn	-	> 500	หยุดการเกิดก๊าซ
	-	350-400	การยับยั้งที่เพิ่มขึ้นลดลงเหลือร้อยละ 5 ของเกณฑ์ควบคุม
Ni	-	1,000	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง (completely toxic)
	-	200	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง
Cr	-	367	การยับยั้งที่เพิ่มขึ้นลดลงเหลือร้อยละ 23 ของเกณฑ์ควบคุม
	-	500-1,000	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง (serious toxic)
	-	> 1,000	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง
	-	200	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง
	-	2,000	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง
	-	2,000	บ่งชี้ความเป็นพิษอย่างรุนแรง

2.3.5.3 พิษของก๊าซบางชนิด

พิษของแอมโมเนีย (Ammonia Toxicity) แอมโมเนียที่พบในกระบวนการแบบไร้อากาศจะมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจน คือ พวกโปรตีน โดยอาจอยู่ในรูป แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือ ก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) ขึ้นอยู่กับค่า พีเอช ขณะนั้น ดังแสดงในสมการที่ 13



แอมโมเนีย (NH_3) จะเป็นตัวยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนมากกว่าแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+)⁽⁶²⁾ ปริมาณของแอมโมเนียในโตรเจน ($\text{NH}_3 - \text{N}$) ซึ่งวิเคราะห์ได้ในห้องปฏิบัติการจะรวมทั้ง NH_3 และ NH_4^+ ในตารางที่ 2.10 แสดงปริมาณของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีผลต่อกระบวนการแบบไร้อากาศ

ตารางที่ 2.10 ผลของแอมโมเนียในโตรเจนต่อกระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจน⁽⁶²⁾

แอมโมเนียในโตรเจน มก./ล.	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผล
1,500 - 3,000	เริ่มมีการยับยั้งถ้าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

การลดพิษของแอมโมเนียในโตรเจนทำได้โดยการเจือจาง (Dilution) น้ำทิ้งก่อนเข้าสู่กระบวนการ หรือก๊าซก็ออกไปเลยก่อนเข้าสู่ระบบ

พิษของซัลไฟด์ (Sulfide Toxicity) เมื่อมีการย่อยสลายโปรตีน หรือซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือซัลไฟด์ปะปนเข้ามากับน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบ ซัลไฟด์ส่วนหนึ่งจะ

รวมตัวกับโลหะหนักตกตะกอน แต่หากมีซัลไฟต์มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์โดยตรง (62)

สามารถลดพิษของซัลไฟต์ด้วยการตกตะกอน หรือการทำเจือจาง หรือแยกซัลไฟต์ออกจากร่างน้ำทิ้งก่อนเข้าระบบ

2.3.5.4 พิษของสารอินทรีย์ (Toxic Organic Material)

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้อากาศ เช่น แอลกอฮอล์ หรือกรดไขมันที่มีขนาดใหญ่ (Long Chain Fatty Acid) ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้ โดยการป้อนเข้าสู่ระบบอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลินทรีย์คุ้นเคย หรืออาจแก้ไขโดยการเติมสารเคมีเพื่อให้ตกตะกอน

2.4 ชนิดของกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ

การกำจัดสารอินทรีย์แบบไร้อากาศเป็นกระบวนการทางชีวภาพแบบหนึ่ง ซึ่งถูกพัฒนาและปรับปรุงมานานกว่า 100 ปี โดยอาศัยความรู้และความเข้าใจในกลไกการย่อยสลายที่เพิ่มขึ้นตามลำดับ เป็นเหตุให้กระบวนการนี้มีหลายรูปแบบในปัจจุบัน และเชื่อว่าจะมีแบบต่าง ๆ เพิ่มขึ้นอีกมากในอนาคตอันใกล้ อาจแบ่งชนิดของกระบวนการแบบไร้อากาศได้ ดังนี้

2.4.1 บ่อหมัก (Anaerobic Lagoons)

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

2.4.2 บ่อเกรอะ (Septic Tank)

ได้เริ่มใช้ในประเทศอังกฤษ เมื่อปี ค.ศ. 1895 โดย Cameron (19,65) อาศัยต้นแบบจาก Muras Automatic Scavenger ของ M. Lousis Mouras (ปี ค.ศ. 1881 และ 1882) มาพัฒนาเพื่อบำบัดน้ำเสียขั้นแรกจากน้ำเสียรวมซึ่งผ่านการกรองแล้ว ในปัจจุบันบ่อเกรอะมักจะสร้างเป็นถังปรีคูบลีเหล็ยม้วนผ้าฝ้ายอยู่ที่พื้นดิน (คังภาพที่ 2.6) โดย

รับน้ำเสียจากบ้านเรือน มีระยะเวลาที่เก็บน้ำประมาณ 1 - 3 วัน เพื่อให้สารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งจมลงสู่ก้นถัง และเกิดการย่อยสลายแบบไร้อากาศ แม้ว่าจะมีประสิทธิภาพน่าพอใจ แต่ยังคงมีสลักจ์สะสมตัวเกิดขึ้น จึงต้องกำจัดออกทุก 1 - 5 ปี นิยมใช้กับน้ำทิ้งจากบ้านเรือนที่มีประชากรไม่เกิน 300 คน

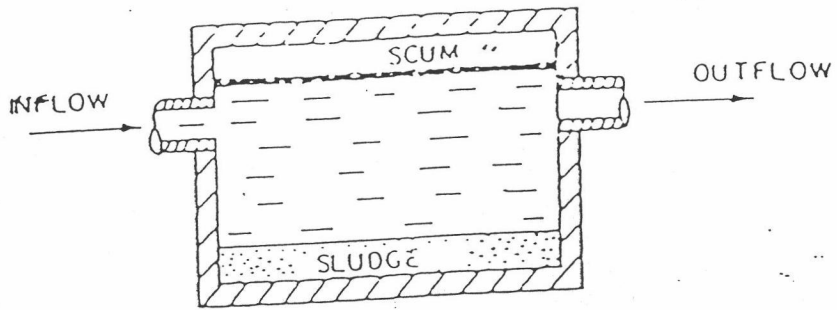
ในสมัยนั้น แม้วบอเกราะจะสามารถลดปัญหาการนำตะกอนทิ้งลงไปได้มาก แต่น้ำทิ้งที่ออกจากบอเกราะยังมีกลิ่นและสีดำ อีกทั้งมีเศษวัสดุที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทำให้เกิดการอุดตัน จึงได้มีการพัฒนาระบบอื่นขึ้นมาใช้ เช่น งานคนแบบของ William O. Travis⁽¹⁹⁾ ซึ่งเรียกว่า Travis tank (ดูภาพที่ 2.7) ซึ่งงานชิ้นนี้ได้ถูกดัดแปลงโดย Karl Imhoff⁽¹⁹⁾ แล้วเรียกว่า Imhoff tank (ดูภาพที่ 2.8) จากงานพัฒนาเหล่านี้ แม้วจะนำมาใช้ในงานในปัจจุบันน้อยลง แต่ก็เป็นส่วนที่ทำให้ความรู้ความเข้าใจในการพัฒนาระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศได้ดีขึ้น

2.4.3 ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional Anaerobic Digestion)

จากความรู้และความเข้าใจที่เพิ่มขึ้นดังกล่าวในหัวข้อที่ 2.4.2 จึงได้มีการแยกถังย่อยตะกอน และให้ความร้อนภายในถัง ระบบถังหมักธรรมดามี 2 แบบ คือ

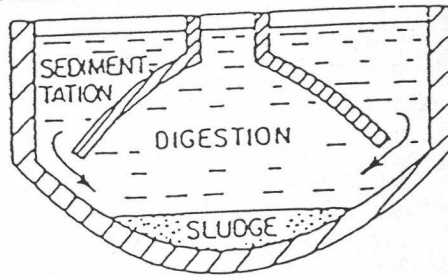
ก. ถังหมักชนิดอัตราต่ำจัดช้า (Low Rate Anaerobic Digestion) ถังหมักแบบนี้ถูกใช้งานมากก่อนปี ค.ศ. 1950 โดยทำเป็นถังคอนกรีตขนาดใหญ่มีฝาปิด เพื่อเก็บความร้อน กลิ่น และก๊าซ บนฝาปิดจะมีทางระบายก๊าซที่เกิด ใช้สำหรับกำจัดตะกอนน้ำเสียจากชุมชน เนื่องจากไม่มีการกวนหรือผสมที่ดีเป็นผลให้เกิดการแยกชั้นโดยตะกอนหนักจะจมสู่ก้นถัง ตะกอนเบาลอยอยู่ชั้นบน ชั้นของตะกอนลอย (Scum layers) อาจจะมีหนาเป็นเมตร ทำให้ลดปริมาตรของถังหมักลงไป และมีการไหลลัดวงจร (Short Circuit) ได้ง่าย (ดูภาพที่ 2.9)

ข. ถังหมักชนิดอัตราต่ำจัดเร็ว (High Rate Anaerobic Digestion) การพัฒนาของระบบนี้ถือได้ว่าเป็นการพัฒนาที่สำคัญอย่างหนึ่งสำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ กล่าวคือ มีการใช้เครื่องมือกลเพื่อกวน (mixing) ให้เกิดการผสมอย่างทั่วถึง (completely mixed) (ดูภาพที่ 2.10) ซึ่งพบว่า แก้ปัญหาการไหลลัดวงจร และ



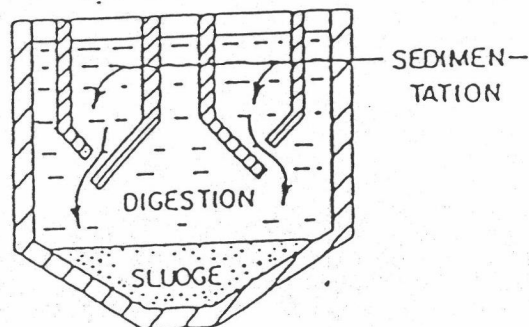
ภาพที่ 2.6 บ่อเกรอะ (Septic tank)

Wastewater Flows Through all Three Chambers

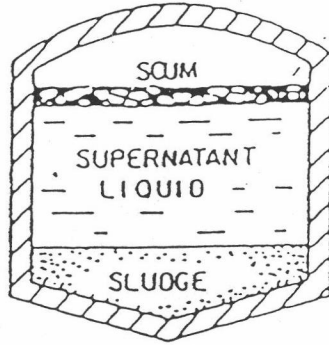


ภาพที่ 2.7 Travis Tank

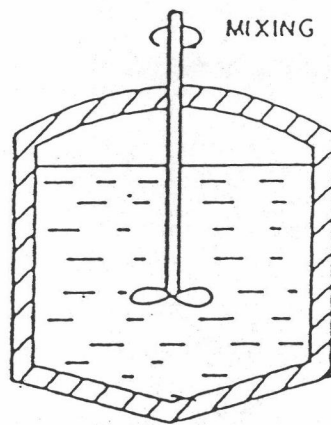
Wastewater Flows Through Sedimentation Chambers Only



ภาพที่ 2.8 Imhoff tank



ภาพที่ 2.9 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดช้า



ภาพที่ 2.10 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดเร็ว



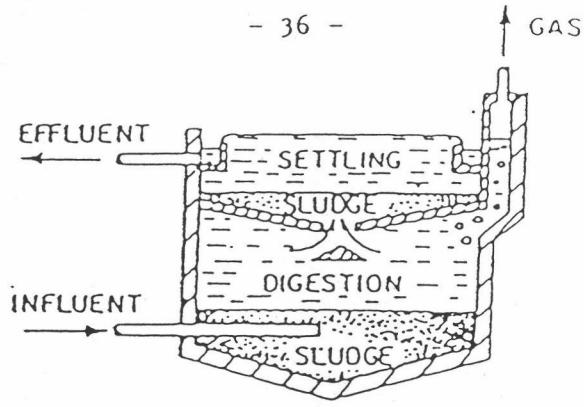
ตะกอนลอย อีกทั้งยังเพิ่มอัตราการย่อยตะกอนไคด้วย เนื่องจากจุลินทรีย์สัมผัสกับของเสียได้ทั่วถึง (66,67) อย่างไรก็ตาม น้ำที่ออกจากถังหมักนั้นจำเป็นต้องมีการแยกตะกอนก่อนเข้าสู่สิ่งแวดล้อม ถังหมักนี้จะต้องมีระยะเวลาพักเก็บ 10 - 30 วัน เพราะจุลินทรีย์เติบโตช้า

2.4.4 ถังหมักแบบสัมผัส (Anaerobic Contact หรือ Anaerobic Activated Sludge)

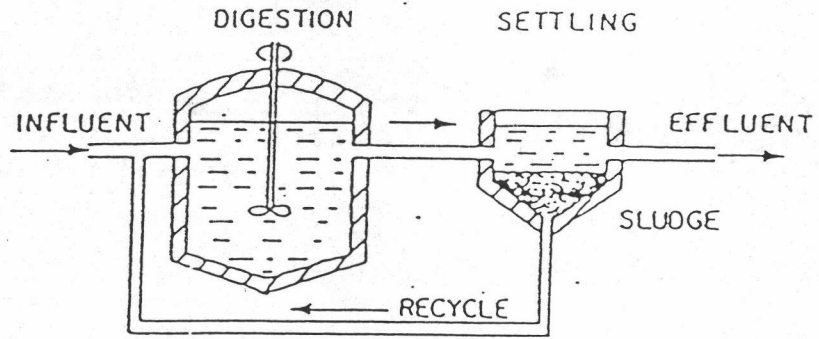
ก่อนที่จะมีการสร้างระบบนี้ มีงานวิจัยชิ้นหนึ่งที่สำคัญ คือ ในปี ค.ศ. 1950 Stander (68) ได้พบความสำคัญของการเลี้ยงแบคทีเรียให้อยู่ในถังเป็นจำนวนมาก ๆ ทำโดยการแยกตะกอนออกจากรูน้ำทิ้ง แล้วนำมาเก็บใส่ถังปฏิกริยา ทำให้สามารถลดระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดคลอรีน เรียกระบบนี้ว่า Clarigester (ดูภาพที่ 2.11) ซึ่งในที่สุด Schroepfer (69) และผู้ร่วมงานได้ปรับปรุงระบบนี้เพื่อให้ง่ายต่อการควบคุม และเพิ่มเสถียรภาพโดยการติดตั้งถังตกตะกอนภายนอก เพื่อใช้แยกจุลินทรีย์จากรูน้ำทิ้งแทนที่จะให้อยู่ในถังเดียวกัน แล้วจึงนำตะกอนที่แยกได้กลับไปสู่อ่างถังหมักใหม่ ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีมากขึ้น เป็นเหตุให้สามารถลดระยะเวลาพักเก็บน้ำ และขนาดถังปฏิกริยาลงได้มาก (ดูภาพที่ 2.12) อย่างไรก็ตามเนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยามักเกาะอยู่ เป็นเหตุให้น้ำทิ้งของระบบมีคุณภาพต่ำ จึงต้องมีกระบวนการแยกกาซออก (degasifier) ก่อนที่จะทำการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากรูน้ำทิ้ง

2.4.5 ระบบเครื่องกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)

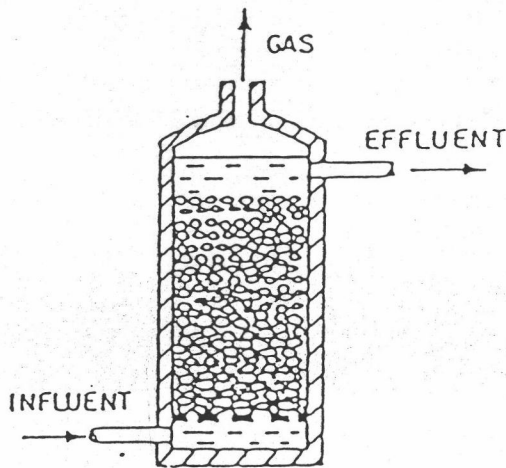
ได้รับการพัฒนาขึ้นโดย Young และ McCarty (70) การพัฒนานี้ตรงกับทฤษฎีที่ใช้ในภายหลังว่าความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักเก็บตะกอน (Solid Retention Time : SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด (71) และพบว่ามีผลหลุดออกไป (wash out) ของมีเทนแบคทีเรีย เมื่อมีค่าเวลากักเก็บตะกอนต่ำกว่า 4 วัน (26) ทำให้มีการพัฒนามาสู่ระบบนี้ โดยเน้นที่ระยะเวลาพักเก็บตะกอนให้สูงขึ้นกว่าระบบอื่น ๆ ระบบนี้ประกอบด้วย ถังรูปทรงกระบอก มีฝาปิด ที่ฝามีที่ระบายกาซ ภายในมีตัวกลาง (Filter Media) บรรจุอยู่ โดยตัวกลางต้องจัดเรียงใหม่ช่องว่างพอสมควร เพื่อให้น้ำไหลผ่านได้ โดยตัวกลางจะเป็นที่เกาะและเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และช่วยกระจายการไหลของน้ำที่เข้าสู่ระบบ โดยไหลแบบคามาวยาว (Plug flow) และมักจะเป็นแบบไหลขึ้น (upflow) (ดูภาพที่ 2.13) ระบบนี้เหมาะกับการกำจัดน้ำเสียที่เป็นสารละลาย



ภาพที่ 2.11 ถังหมักแบบ Clarigester



ภาพที่ 2.12 ถังหมักแบบผสม



ภาพที่ 2.13 ถังกรองไร้อากาศ

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

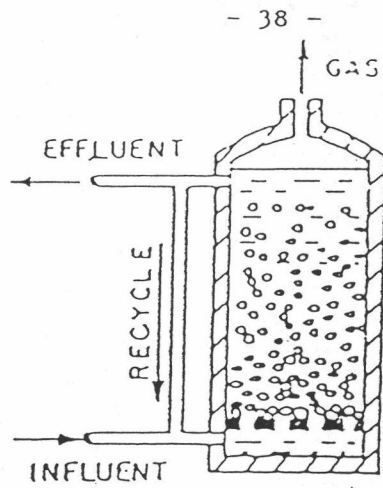
Leuschner (19,72) ได้เปรียบเทียบแนวความคิดจากระบบ fluidized bed และ film expanded bed แบบใช้อากาศมารวมกัน โดยนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ในระบบนี้จะมีอนุภาคเฉื่อยที่มัน้ำหนัก เช่น หินทราย เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะและเจริญเติบโตบนผิวเม็คอนุภาคนั้น น้ำหนักของอนุภาครวมกับความหนาของจุลินทรีย์จะเป็นตัวต้านทานการไหลของน้ำเสียที่ไหลจากด้านบนชั้นสู่ด้านบน โดยจะมีการขยายตัวของชั้นอนุภาคให้ลอยตัวอยู่ได้โดยไม่หลุดออกจากระบบ และไม่เกิดการอุดตัน ข้อแตกต่างระหว่างระบบ AFB และ AAFEB ก็คือ ในระบบ AFB จะมีการหมุนเวียนการไหลของน้ำเสียที่ไหลผ่านอนุภาคและปริมาณขยายตัวของชั้นอนุภาคในอัตราที่สูงกว่าระบบ AAFEB และขนาดอนุภาคของ AFB ที่ใช้มีขนาดโตกว่า คือประมาณ 400 ไมโครเมตร ส่วนระบบ AAFEB ใช้ 20 - 30 ไมโครเมตร ภายหลังปรากฏว่า ในระบบ AAFEB ใช้อนุภาคใหญ่ถึง 50 - 100 ไมโครเมตร (73) ลักษณะของระบบทั้งสองกล่าวแสดงในภาพที่ 2.14

2.4.7 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

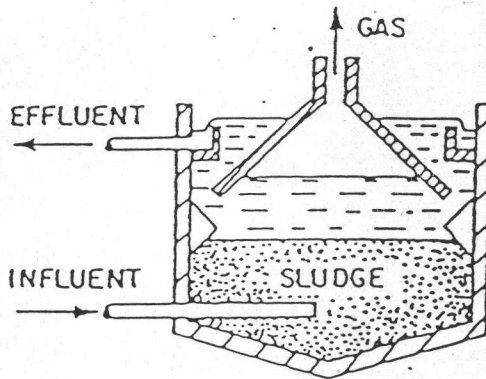
ระบบนี้เริ่มต้นศึกษาโดย Dr. Lettinga ในปี ค.ศ. 1972 (74) ที่เนเธอร์แลนด์ เป็นระบบที่ไม่มีมวลเฉื่อย แต่ใช้วิธีสร้างก้อนจุลินทรีย์ (granular) ขึ้นให้เป็นเม็คผลึก มัน้ำหนัก และจมตัวอยู่ด้านล่างของถัง แล้วปล่อยน้ำเสียจากด้านบนผ่านชั้นตะกอนนี้สู่ด้านบน ก๊าซชีวภาพจะถูกแยกออกจากมวลจุลินทรีย์และน้ำเสียทางตอนบน โดยอุปกรณ์แยกก๊าซ (Gas - Solids - Separator) ความยุ่งยากอยู่ที่การสร้างชั้นตะกอนจุลินทรีย์ใหม่ ลักษณะเป็นเม็ค ซึ่งต้องใช้เวลานาน กล่าวกันว่า ปัจจุบันสามารถเลี้ยงชั้นตะกอนจุลินทรีย์ได้ภายใน 6 สัปดาห์ และสามารถเก็บรักษาโดยไม่จำเป็นต้องมีการเลี้ยงได้นานนับปี ลักษณะของระบบแสดงไว้ดังภาพที่ 2.15

2.4.8 ระบบถังหมักแบบสองเฟส (Two - Phase Anaerobic Digestion)

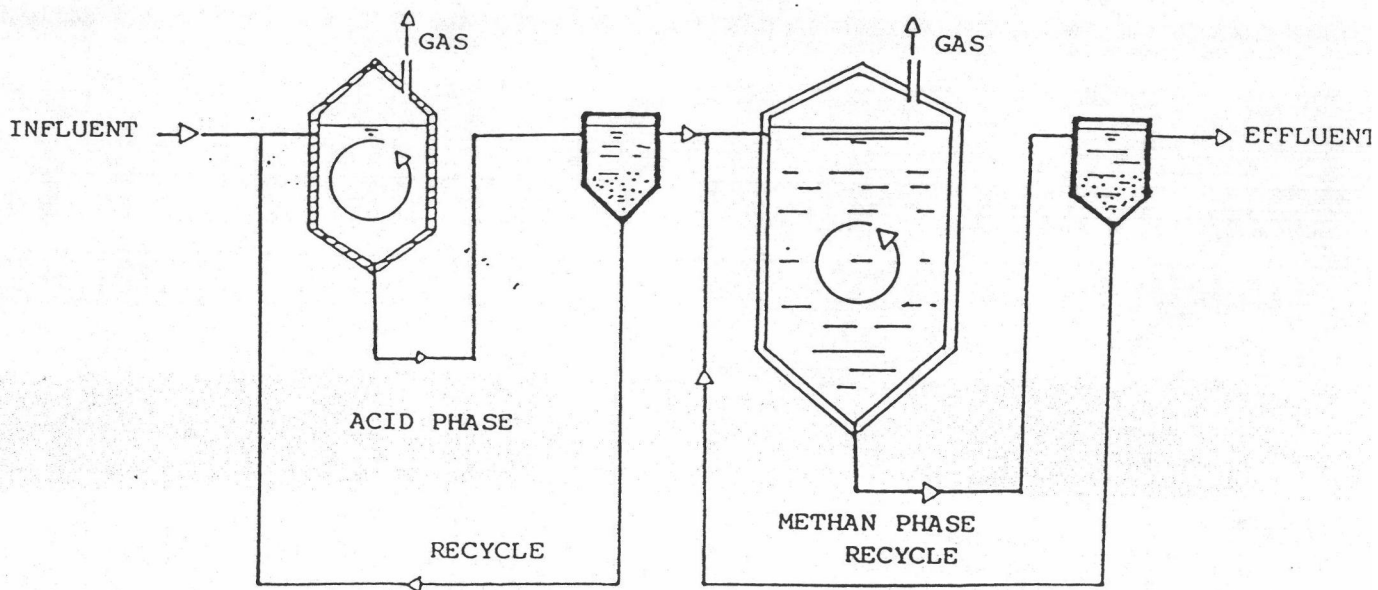
เป็นระบบที่พัฒนาโดยตรงจากความรู้ทางชีวภาพ Ghosh (75) ได้แยกถังหมักออกเป็นสองถังตามลักษณะการทำงานของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ คือ ดังปฏิกิริยาสร้าง



ภาพ 2.14 ระบบ Anaerobic Attached-Film Expanded Bed



ภาพ 2.15 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket



ภาพ 2.16 ระบบถังหมักแบบสองเฟส

กรดและถึงปฏิกิริยาสร้างมีเทน เพื่อความสะดวกในการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับ จุลินทรีย์แต่ละประเภท (ดูภาพที่ 2.16) ระบบนี้สามารถลดต้นทุนปฏิบัติการลงได้ และง่ายต่อการ ควบคุมสภาวะแวดล้อมของระบบ แต่ต้องใช้ผู้เชี่ยวชาญควบคุม และต้องใช้เครื่องมือมาก

2.4.9 ระบบงานชีวหมุนแบบไร้อากาศ (Anaerobic Rotating Biological Contactor) หรือ AnRBC

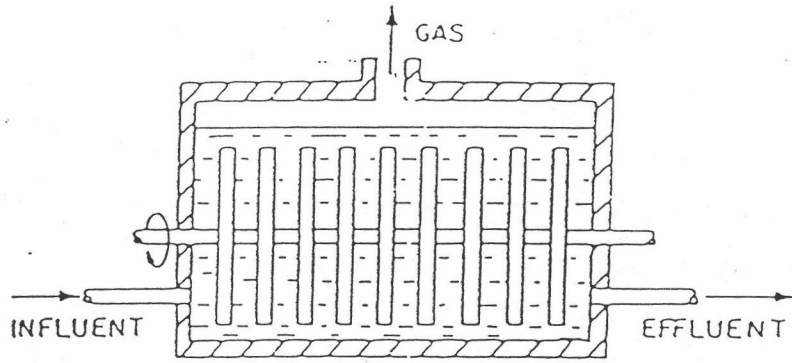
ได้เริ่มมีการทดลองโดยนำข้อดีของกระบวนการฟิล์มตรึง (Fixed Film) กับงานชีวหมุน (RBC) เพื่อลดพลังงานในการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนในระบบ AFB และ AAFEB ลักษณะเหมือนระบบงานชีวหมุนเพียงแต่เป็นระบบปิดเพื่อไม่ให้อากาศเข้ามาสัมผัส (ดู ภาพที่ 2.17) Tait และ Firedman⁽⁷⁶⁾ ซึ่งเป็นผู้เริ่มสร้างระบบนี้ พบว่า ระบบสามารถ รับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และอัตราการบรรทุกการไหลของระบบที่สูงขึ้นทันทีได้ โดยจุลินทรีย์ จะเจริญเติบโตเกาะบนผิวแผ่นงาน

2.4.10 ระบบแผ่นกั้นไร้อากาศ (Anaerobic Baffled Reactor) หรือ ABR

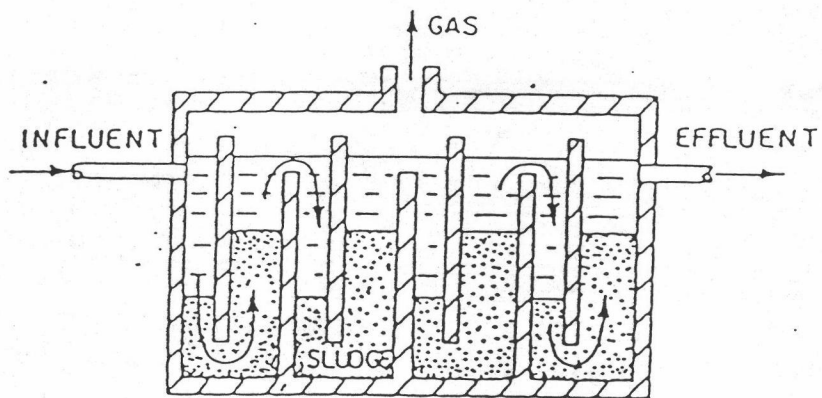
ถูกพัฒนาต่อจาก AnBRC โดย Bechman et. al.⁽⁷⁷⁾ ได้พบว่าการใช้ หมุนแผ่นชีวะ (disc) จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพที่ดีที่สุด ลักษณะของระบบ (ดูภาพที่ 2.18) คือ มีแผ่นกั้นเพื่อบังคับทิศทางการไหลของน้ำเสียในแนวดิ่ง โดยมีการสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ การที่พื้นที่ระหว่างน้ำกับก๊าซมากทำให้ไม่มีปัญหาเรื่องแยกก๊าซออกจากตะกอนจุลินทรีย์ อีกทั้ง การไหลขึ้นและลงจะช่วยลดการสูญเสียเซลล์ของจุลินทรีย์ด้วย ระบบ ABR เหมาะกับการบำบัด น้ำเสียที่เป็นสารละลาย ถ้าในน้ำเสียมีสารแขวนลอยอาจทำให้เกิดการเงือเงาของมวลจุลินทรีย์ ได้

2.4.11 คอนแทกต์สแตบิลิเซชันแบบแอนแอโรบิกมีตัวกลางอยู่กับที่ (Fixed Media Anaerobic Contact Stabilization Process)

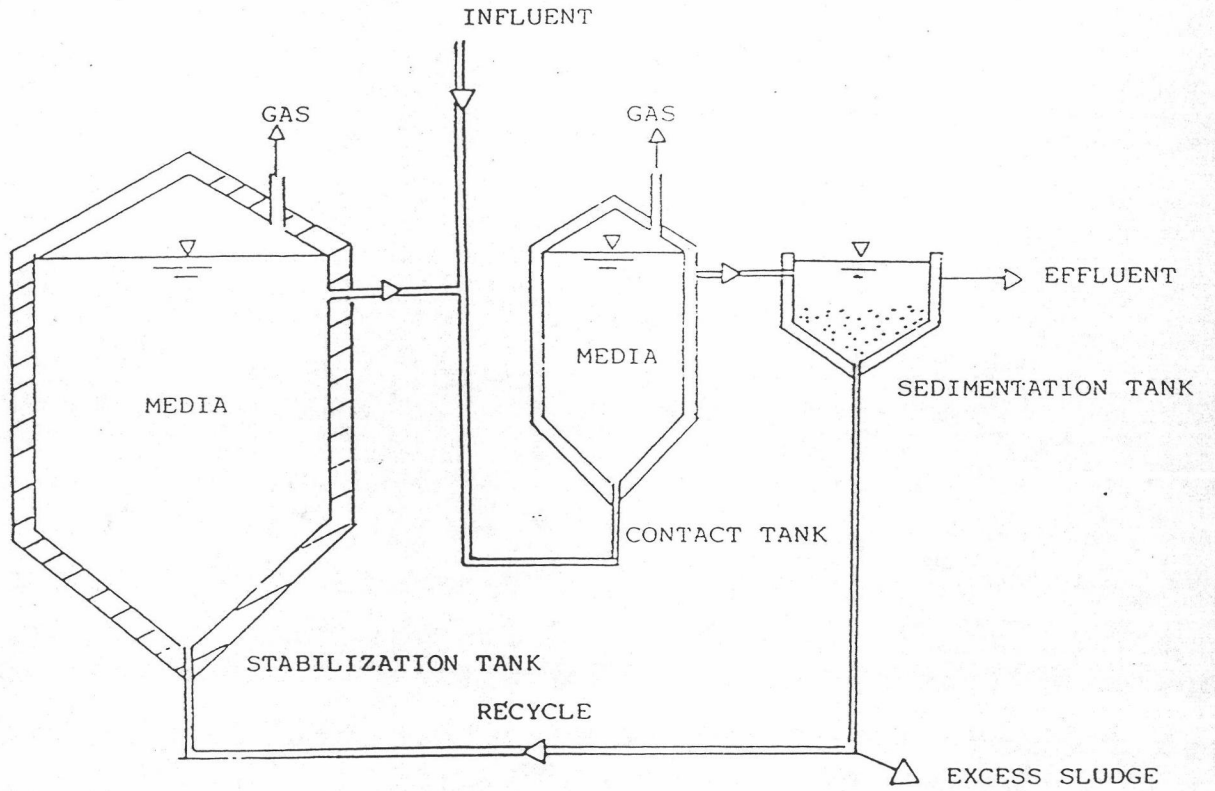
ระบบนี้เป็นการประยุกต์ข้อดีระหว่างระบบเครื่องกรองไร้อากาศกับระบบ คอนแทกต์สแตบิลิเซชันแบบใ้อากาศ โดยเน้นถึงการนำไปใช้งานจริง ถูกพัฒนาโดยสุรพล^(65,78) งานทั้งหมดยังอยู่ในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory Scale) พบว่า ระบบสามารถบำบัด น้ำเสียที่เป็นสารละลายได้เป็นอย่างดี และผลการทดลองสนับสนุนทฤษฎี adsorption ด้วย ลักษณะของระบบดังภาพที่ 2.19



ภาพ 2.17 ระบบ Anaerobic Rotating Biological Reactor



ภาพ 2.18 ระบบ Anaerobic Baffled Reactor



ภาพที่ 2.19 กรบวนการคอนแทกต์สแตบิลไลเซชันแบบมีตัวกลางอยู่กับที่