

บทที่ 3

ทฤษฎี



3.1 กล่าวนำ

การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ สามารถใช้เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา ซึ่งไม่ใช่ออกซิเจนอิสระ ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ผลที่ได้จะเป็นก๊าซมีเทน และสารอินทรีย์อื่น ๆ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ แอมโมเนีย เป็นต้น

ถึงแม้ว่าก๊าซมีเทน ที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้อากาศ จะเป็นที่ทราบกันมานานแล้ว แต่เพิ่งจะค้นพบวิธีการทำงานของแบคทีเรีย ชนิดที่เป็นตัวทำงานเรื่องนี้ และสามารถนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียเมื่อประมาณ หนึ่งร้อยปีเศษมานี้เอง สำหรับการประยุกต์ใช้งานและการค้นคว้าวิจัยทั้งทางด้านเคมี และจุลชีววิทยา ก็ได้รับการพัฒนามาตลอด ปัจจุบันกระบวนการแบบไร้อากาศ ได้รับความสนใจมากขึ้น เนื่องจากก๊าซมีเทนที่ได้นั้น สามารถนำมาใช้เป็นพลังงานทดแทนได้เป็นอย่างดี

จากการที่ได้รับความสนใจมากขึ้นในระยะหลังนี้ ทำให้กระบวนการแบบไร้อากาศได้รับการพัฒนาวิธีการใหม่ ๆ มากขึ้น ทั้งทางด้านการประหยัด และการผลิตก๊าซมีเทน จากของเสียด้านการเกษตร, อุตสาหกรรม รวมทั้งของเสียจากชุมชน

3.2 กระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้อากาศ

ในปัจจุบันเป็นที่ทราบกันดีอยู่แล้วว่า กระบวนการย่อยสลายอินทรีย์สาร ภายใต้สภาวะไร้อากาศนั้นสามารถแบ่งขั้นตอนการทำงาน อย่างง่าย ๆ ออกได้เป็น 3 ขั้นตอน ดังแสดงตามรูปที่ 3.1 (National Academy of Science, 1977) คือ

3.2.1 การแตกสลายโพลีเมอร์ (polymer break down)

3.2.2 การสร้างกรด (acid production)

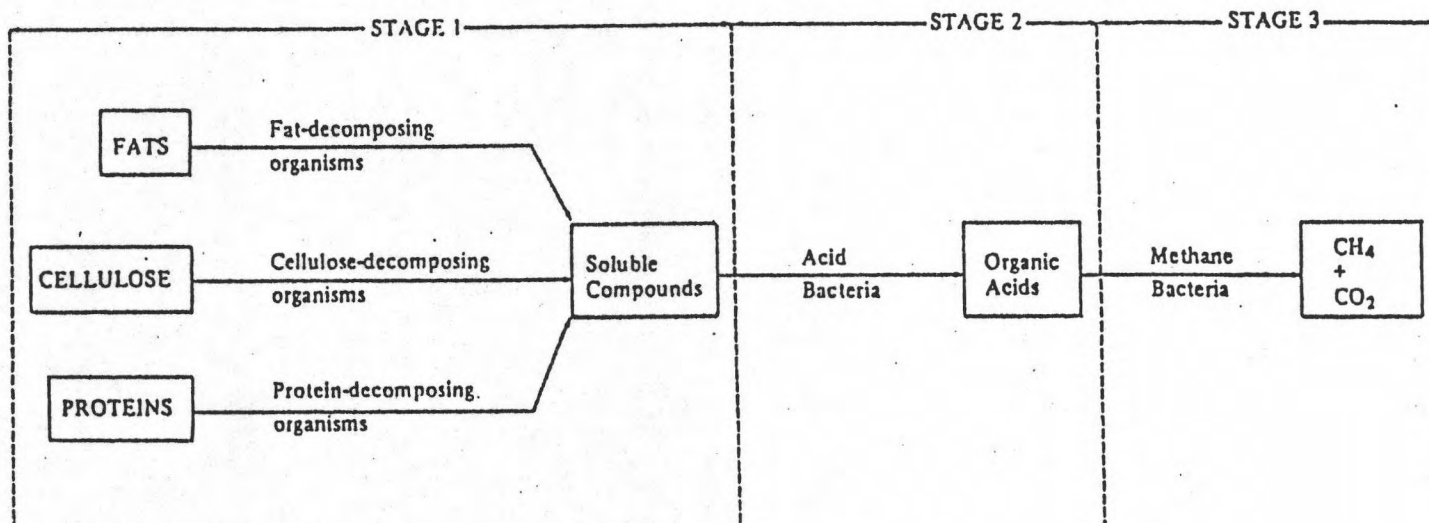


FIGURE II-1 Anaerobic fermentation of organic solids.

รูปที่ 3.1 การย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งภายใต้ภาวะไร้อากาศ

(Anaerobic fermentation of organic solids.)

(National Academy of Science, 1977)

3.2.3 การสร้างมีเทน (methane production)

3.2.1 การแตกสลายโพลีเมอร์ ในชั้นนี้สารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน, ไขมัน และคาร์โบไฮเดรต ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของเซลลูโลส และส่วนประกอบต่าง ๆ ของเนื้อเยื่อพืช เช่น เฮมิเซลลูโลส (hemicellulose) และลิกนิน (lignin) แบคทีเรียจะปล่อยเอนไซม์ ออกมาภายนอกเซลล์ เพื่อให้โมเลกุลเหล่านี้แตกออกเป็นโมเลกุลเล็ก ๆ หรือเป็นสารละลายเสียก่อน เอนไซม์ที่แบคทีเรียส่งออกมาได้แก่ cellulolytic, lipolytic และ proteolytic โดยที่ cellulolytic จะทำหน้าที่ในขั้นวิกฤตที่สุด คือทำให้สารเชิงซ้อนแตกตัว ออกเป็นสารประกอบอย่างง่าย ๆ; สารละลาย และสารประกอบอินทรีย์ (National Academy of Science, 1977)

จากงานวิจัยต่าง ๆ ที่ คักดีชัย โอภาสวัฑชัย (2527) ได้รวบรวมไว้แสดงว่า องค์ประกอบที่มีมากที่สุดของสารอินทรีย์ ในตะกอนของเสีย (sewage sludge), มูลสัตว์, ของเหลือจากการเกษตร และขยะก็คือ เซลลูโลส ดังแสดงใน ตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 แสดงองค์ประกอบทางเคมีของ Sewage sludge, Solid wastes, Manure of hens และ Beef cattle manure

องค์ประกอบ (Component)	เปอร์เซ็นต์คิดจากน้ำหนักแห้ง (% dry weight basis)			
	Sewage sludge ¹	Manure of lying hens ²	Solid wastes ³	Beef cattle manure ⁴
Hemicellulose	6.0	16.9	11.9	22.3
Celulose	34.5	35.8	28.3	11.6
Lipids	14.0	6.2	-	-
Protein	19.0	4.25 ⁵	28.75 ⁵	18.2 ⁵
Ash	34.0	18.2	24.0	26.3

1 Maki (1954)

2 Huang & Shi (1981)

3 Pfeffer (1974)

4 Hashimoto (1981)

5 crude protein = total Nitrogen x 6.25 (Huang & Shi, 1981)

การเปลี่ยนแปลงของเซลลูโลส และสารประกอบเชิงซ้อนอื่น ๆ ให้เป็นสารพวกเชิงเดี่ยวอย่างง่าย ๆ อาจจะเป็นขั้นตอนที่ช้าที่สุด (rate limiting step) ในการผลิตมีเทนก็ได้ จากผลการทดลองของ Chan และ Pearson (1970) พบว่าขั้นตอนการย่อยสลาย (hydrolysis) เซลลูโลสนั้น เป็นขั้นตอนที่ช้าที่สุดของการเปลี่ยนเซลลูโลสไปเป็นมีเทน ซึ่งก็สอดคล้องกับผลการทดลองของ Preffer (1974 a) ที่ทำการศึกษาการย่อยสลายขยะจากชุมชน (municipal solid wastes) ที่อุณหภูมิระหว่าง 35 ถึง 60 องศาเซลเซียส

ตารางที่ 3.2 (National Academy of Science, 1977) และรูปที่ 3.2 (คักตี้ชัย โภภัสวัตชัย, 2527 อ้างถึงใน Pfeffer, 1974 a) แสดงให้เห็นว่า อัตราการย่อยสลายเซลลูโลส ขึ้นอยู่กับชนิดของสารอาหาร และความเข้มข้นของแบคทีเรีย รวมทั้งสภาวะแวดล้อมต่าง ๆ เช่น พีเอช และ อุณหภูมิ

3.2.2 การสร้างกรด แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในขั้นตอนนี้มีชื่อเรียกว่า acetogenic bacteria ซึ่งอาจเป็นพวก facultative หรือ obligate anaerobic ก็ได้ โดยจะทำการย่อยสลายโมเลกุล ของสารอินทรีย์ที่ผ่านขั้นตอนแรก ให้เป็นกรดอินทรีย์ (organic acid) ซึ่งได้แก่ acetic acid, propionic acid, lactic acid โดยที่กรดอะซิติก เป็นอาหารสำคัญที่สุดของการเกิดมีเทน เพราะจากการศึกษาอย่างต่อเนื่อง ชี้ให้เห็นว่า 70 เปอร์เซ็นต์ของมีเทน เกิดจากกรดอะซิติก (Jeris & McCarty, 1965) และกรดอะซิติกนี้เกิดมาจากอะซิเตต ซึ่งได้มาจากปฏิกิริยารวม ของคาร์บอนไดออกไซด์รีดิวซ์กับก๊าซไฮโดรเจน (Bryant, 1979)

ความรู้ทางด้านจุลชีววิทยาของขั้นตอนที่สองนี้ ยังไม่เป็นที่เข้าใจนักเนื่องจากมีแบคทีเรียหลายเผ่าพันธุ์เกี่ยวข้อง และอัตราส่วนของกรด, ไฮโดรเจน, คาร์บอนไดออกไซด์ และการผลิตแอลกอฮอล์รูปง่าย ๆ (simple alcohols) ขึ้นอยู่กับเผ่าพันธุ์ที่ปรากฏ และเงื่อนไขต่าง ๆ ของสภาพแวดล้อมในขณะนั้น ๆ

3.2.3 การสร้างมีเทน กรดอะซิติกที่เกิดจากขั้นตอนที่สองจะเป็นสารอาหารสำหรับกลุ่มแบคทีเรียชนิดที่ต้องอยู่ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระ ซึ่งแบคทีเรียกลุ่มนี้มีชื่อเรียกว่า methanogenic bacteria โดยจะทำการย่อยสลายกรดอะซิติก ให้เกิดเป็นก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอน

ตารางที่ 3.2 แสดงอัตราการย่อยสลายของเซลลูโลสภายใต้การย่อยสลายแบบไร้อากาศ
(Summary of hydrolysis rate of cellulose in anaerobic fermentation.)

Reference	System and Culture	Initial Cellulose Concentration (mg/l)	Cellulose Material	pH	Hydrolysis Rate (mg/l per day)
Maki ¹	Batch, mixed 2 pure cultures from sewage, 38°C, mesophilic	2,000	Whatman #1 filter paper	6.8	(1) [*] 260
					(2) [*] 660
Heukelekian ²	Batch, pure culture from sewage, 25°C, mesophilic	3,120	Cellulose in sewage sludge	7.4	142
McBee ³	Batch, pure culture from soil and manure, 55°C, thermophilic	(1) [*] 744	Absorbent cotton	-	(1) [*] 149
		(2) [*] 2,980			(2) [*] 426
Stranks ⁴	Batch, mixed culture from rumen, 60°C, thermophilic	41,200	Whatman #2 filter paper	6.5	11,400

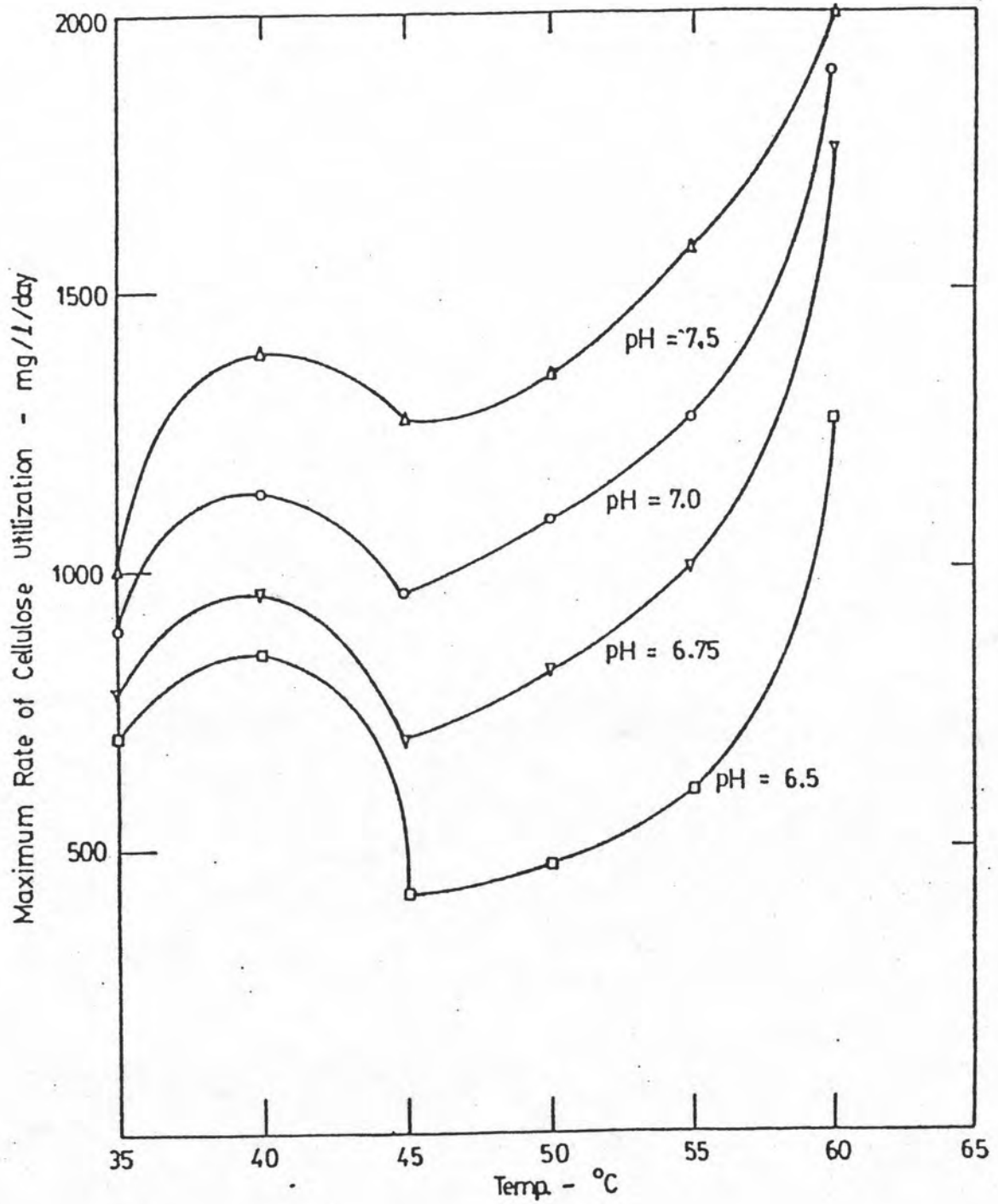
¹ Maki (1954)

² Heukelekian (1927)

³ McBee (1948)

⁴ Stranks (1956)

* Indicates experiments with different strains.



รูปที่ 3.2 ผลของอุณหภูมิและพีเอชต่ออัตราสูงสุดของการใช้เซลลูโลส

(The effect of temperature and pH on the maximum rate of cellulose utilization.) (Preffer, 1974 a)

ไดออกไซด์ มีเทนที่เกิดขึ้นนี้ จะรวมกับมีเทน ที่เกิดจากการที่แบคทีเรีย ที่ทำการเปลี่ยน คาร์บอนไดออกไซด์ และใช้ก๊าซไฮโดรเจน หรือ ฟอร์มेट (formate) ที่เกิดจากแบคทีเรียชนิดอื่น เป็นปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมดของระบบ (McCarty, 1964 part four) ซึ่งก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น ในขั้นตอนสุดท้ายนี้ ไม่ละลายในน้ำ สามารถที่จะเก็บ แล้วนำมาใช้เป็นเชื้อเพลิงที่เป็นประโยชน์ได้ ส่วนคาร์บอนไดออกไซด์บางส่วน จะออกไปในรูปของก๊าซ และบางส่วนก็จะละลายในน้ำ แล้วทำปฏิกิริยากับไฮดรอกไซด์ไอออน (OH^-) ในระบบ เกิดเป็นไบคาร์บอเนตไอออน (HCO_3^-) ผลจากการหมุนเวียนของคาร์บอนไดออกไซด์นี้ ทำให้เกิดมีผลต่อองค์ประกอบต่าง ๆ ในระบบ เช่น พีเอช, ความเข้มข้นของไบคาร์บอเนต, อุณหภูมิ และความเข้มข้นของสารอาหาร (McInerney et al., 1979)

3.3 ชนิดของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายโดยไม่ใช่ออกซิเจน

จุลินทรีย์ในระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน ส่วนใหญ่ จะเป็นพวกแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ นอกจากนั้นจะพบพวก โปรโตซัว และราบ้าง (McKinney, 1962) แบคทีเรียที่พบได้แก่พวก facultative anaerobic bacteria ซึ่งแบคทีเรียชนิดนี้ ไม่ต้องการออกซิเจนอิสระ แต่ก็สามารถทนต่อก๊าซออกซิเจนได้ อีกพวกหนึ่งคือ obligate anaerobic bacteria เป็นชนิดที่ไม่สามารถทนต่อก๊าซออกซิเจนได้ แม้จะเพียงเล็กน้อยก็ตาม

ถ้าจะแบ่งชนิดของแบคทีเรีย พวกที่ไม่ใช้ออกซิเจน ตามการทำงานของแบคทีเรียแล้ว สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภทคือ

3.3.1 แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (acid former bacteria) แบคทีเรียประเภทนี้ จะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ ในน้ำทิ้งให้เป็นกรดอินทรีย์ได้ แบคทีเรียประเภทนี้เป็นทั้งพวก facultative anaerobic bacteria และ obligate anaerobic bacteria

3.3.2 แบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน (methane former bacteria) แบคทีเรียประเภทนี้ จะทำให้เกิดก๊าซมีเทน โดยทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นจากแบคทีเรียประเภทแรก ให้เปลี่ยนไปเป็นก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ แบคทีเรียประเภทนี้ จะเป็นพวก obligate anaerobic bacteria ซึ่งไม่สามารถทนต่อก๊าซออกซิเจนได้ ถึง

แม้ จะมีปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม

แบคทีเรียทั้งสองประเภทที่กล่าวมานี้ จะต้องมีการพึ่งพาอาศัยซึ่งกันและกัน (symbiosis) โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน จะต้องอาศัย แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (Barker, 1956; Smith & Hungate, 1958)

3.3.3 แบคทีเรียพวกรีดักชันซัลเฟต (desulfovibrio bacteria) แบคทีเรียประเภทนี้อาศัยอยู่ในระบบบำบัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจน และจะมีมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณของซัลเฟต (SO_4^{2-}) ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบบำบัด โดยจะเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็น ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S)

3.4 ปัจจัยที่มีต่อเสถียรภาพของระบบ

เนื่องจากในระบบการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน ประกอบด้วยแบคทีเรีย สองชนิด คือ พวกที่ทำหน้าที่ในการสร้างกรด และพวก ที่ทำหน้าที่ในการสร้างก๊าซมีเทน ดังนั้นเพื่อที่จะควบคุมระบบ ให้ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ จึงจำเป็นต้องทำให้แบคทีเรีย ต่าง ๆ เหล่านี้ อยู่ในสภาวะสมดุลย์กันซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัย สอง ประการคือ ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม (Environmental factor) และปัจจัยทางด้านการทำงาน (Operational factor) (Kotze, Thiel & Hattingh, 1969; Kirsch & Sykes, 1971; Lawrence, 1971) โดยสามารถแบ่งได้ดังแสดงใน ตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อมและด้านการควบคุม (ศักดิ์ชัย โอภาสวัชชัย, 2527)

ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม (Environmental factor)	ปัจจัยทางการทำงาน (Operational factor)
<p>พีเอช (pH) ความเป็นด่าง (Alkalinity)</p> <p>ความเข้มข้นของกรดโวลาทิล (Volatile acid concentration)</p> <p>อุณหภูมิ (Temperature)</p> <p>อาหารเสริม (Nutrients) สารพิษ (Toxic materials)</p>	<p>ระยะเวลาในการหมัก (Retention time)</p> <p>ความเข้มข้นของสารอาหาร (Concentration of substrate)</p> <p>อัตราการจ่ายสารอินทรีย์ (Organic loading rate)</p> <p>องค์ประกอบของสารอาหาร (Composition of organic substrate)</p> <p>ความสามารถในการผสม (Degree of mixing)</p> <p>ปริมาณความร้อนและความสมดุลย์ทางความร้อน (Heating and heat balance)</p>

3.4.1 ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม

ก) พีเอช พีเอชเป็นสิ่งที่ใช้บ่งชี้สภาวะภายในถังหมักไร้ออกซิเจนได้ แต่ปัญหาคือ เป็นค่าที่เปลี่ยนแปลงช้า ในขณะที่กรดโวลาทิลเพิ่มมากขึ้นแต่ค่าพีเอชกลับเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย อันเนื่องมาจากผลของการบัฟเฟอร์ ของความเป็นด่างภายในถังหมัก ดังนั้นการใช้ค่าพีเอช สำหรับการแก้ไขสภาวะภายในถังหมัก อาจจะไม่ทันการ เมื่อเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของกรดโวลาทิลที่เกิดขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม ค่าพีเอช ก็ยังเป็นสิ่งสำคัญในการควบคุมระบบการหมักแบบไร้ออกซิเจน ดังรายงานของ Barker (1941) และ McCarty (1964 part two) กล่าวว่า ระบบจะทำงานได้ดีในช่วงพีเอชระหว่าง 6.6-7.6 หรืออาจจะต่ำกว่านี้คือ พีเอชเท่ากับ 6.4 (Barker, 1956) แต่ค่าที่เหมาะสมจะอยู่ประมาณ 7.0-7.2 ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองของ Heukelekian & Heinemann (1939) และ Andrews (1969) นอกจากช่วงดังกล่าวนี้แล้ว การหมักแบบไร้ออกซิเจน จะมีประสิทธิภาพลดลง และที่พีเอช 6.2 และต่ำกว่านี้ การทำงานของระบบจะล้มเหลว เพราะไฮโดรเจนไอออน (H^+) จะกลายเป็นพิษต่อ แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทน ซึ่ง McCarty & McKinney (1961) ได้จัด H^+ ไว้อยู่ในพวก toxic cation



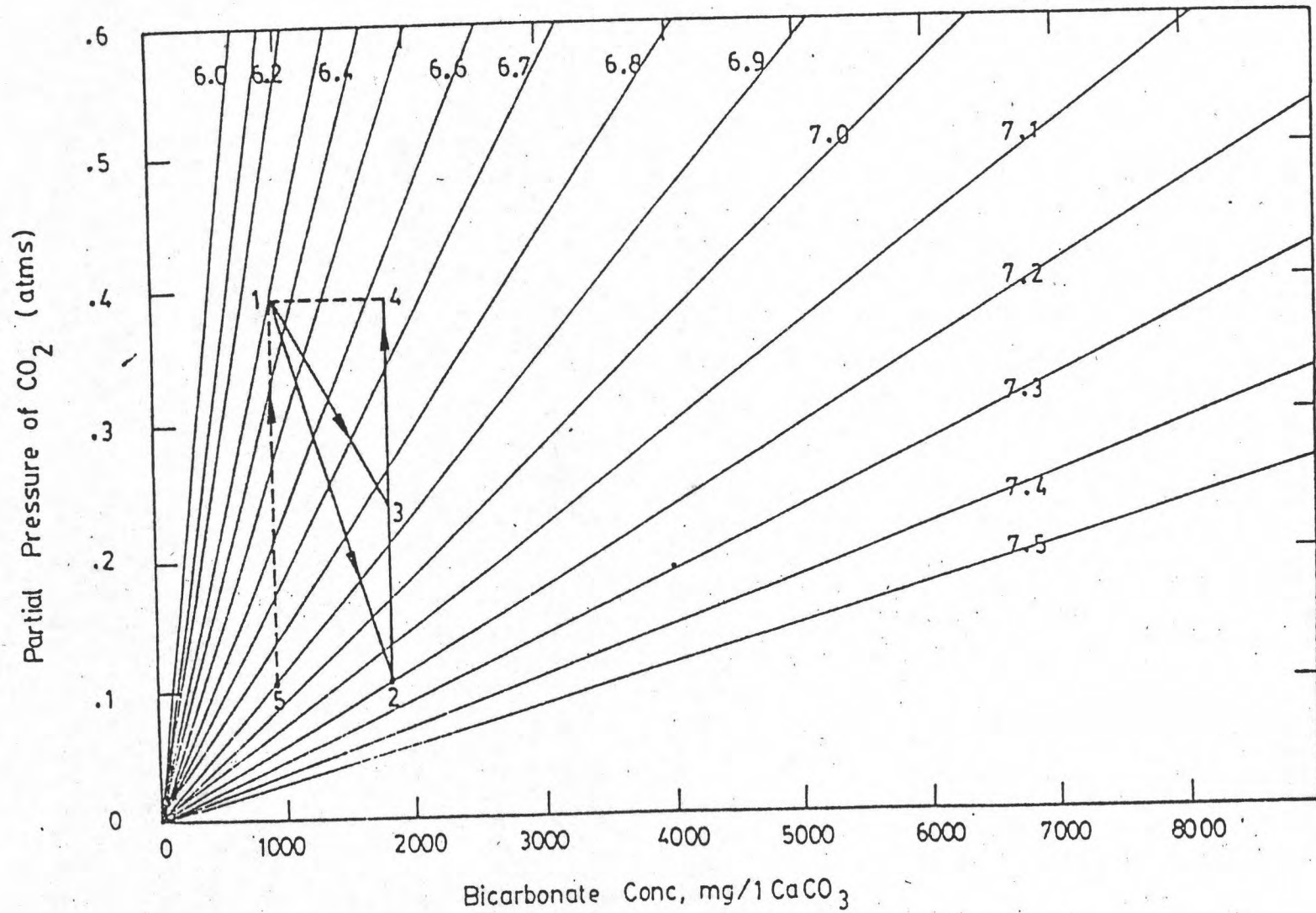
อย่างไรก็ตาม Clark & Speece (1970) และ Lovan & Foree (1971) พบว่าการย่อยสลายพวกอะซิเตต โดยใช้เครื่องกรองแบบไร้อากาศ พีเอช สามารถลดได้ถึง 4 ทั้งนี้เพราะจำนวนจุลชีพ ในเครื่องกรองแบบไร้อากาศมีการสะสมมาก

Dague, Hopkins และ Tomn (1970) พบว่าที่พีเอชต่ำกว่า 6.5 จะยับยั้งการเจริญเติบโต ของแบคทีเรียพวกผลิตมีเทน โดยไม่คำนึงถึงความเข้มข้นของกรดโวลลาไทล์ โดยพบว่าที่พีเอชต่ำกว่า 6.5 และความเข้มข้นของกรดโวลลาไทล์ประมาณ 5.400 มก/ล ก๊าซจะไม่เกิดขึ้น แต่เมื่อเปรียบเทียบกับที่พีเอช 7.0 หรือระหว่าง 6.8-7.0 และความเข้มข้นของกรดโวลลาไทล์เท่าเดิม ปรากฏว่ามีก๊าซเกิดขึ้น และเมื่อความเข้มข้นของกรดโวลลาไทล์เพิ่มมากขึ้นจนเป็น 7.200 มก/ล แต่ยังคงควบคุมพีเอชไว้ได้ ปรากฏว่าปริมาณก๊าซเกิดมากขึ้น

การแก้ไขสาเหตุ การยับยั้ง ที่เกิดจากพีเอชลดลงอย่างมาก ก็คือการทำให้ H^+ เป็นกลางด้วยการเติมด่างเข้าไปควบคุม ให้พีเอช อยู่ระหว่าง 7.0-7.5

การปรับพีเอชในถังหมัก (ศักดิ์ชัย โอภาสวัตรชัย, 2527)

สารเคมีที่ใช้เพิ่มพีเอชให้กับถังหมักมีหลายอย่างเช่น ปูนขาว (CaO), $NaHCO_3$, $NaOH$, หรือ Na_2CO_3 เป็นต้น ถ้าใช้ $NaOH$ หรือ ปูนขาว หรือ Na_2CO_3 สมดุลย์ทางไอออนิกจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้ CO_2 ถูกดึงออกจากบรรยากาศของก๊าซที่อยู่ในถังหมัก เข้าไปทดแทนส่วนของ CO_2 ในน้ำซึ่งถูกทำลายโดยสารละลายต่าง ที่เติมลงไปเพื่อสร้างความเป็นด่างไบคาร์บอเนต ยกตัวอย่างเช่น ถ้าสภาวะเริ่มต้นของถังหมักอยู่ที่ตำแหน่ง 1 ในรูปที่ 3.3 การเติม $NaOH$ หรือ $Ca(OH)_2$ ทำให้ความดันย่อย (partial pressure) ของ CO_2 ลดลง และไบคาร์บอเนตเพิ่มขึ้น จุดสมดุลย์ก็จะเลื่อนไปอยู่จุดที่ 2 แต่อย่างไรก็ดี แบคทีเรียจะสร้าง CO_2 ขึ้นมาใหม่ ทำให้ค่าความดันย่อย ของ CO_2 เพิ่มขึ้นไปอยู่ที่ระดับเดิม จุดสมดุลย์จึงเลื่อนจากจุดที่ 2 ไปอยู่ที่จุด 4 เป็นผลให้ พีเอชลดลงทั้งที่ความเป็นด่างยังคงเดิมอยู่ ถ้า Na_2CO_3 มีจำนวนโมลเท่ากัน ถูกเติมลงไปแทน จุดสมดุลย์จะเลื่อนจากจุด 1 ไปอยู่ที่จุด 3 ก่อนที่จะหยุดที่จุด 4 ด้วยเหตุผลเดียวกัน ในทำนองเดียวกันถ้า $NaHCO_3$ จำนวนเดียวกันถูกใช้แทน สมดุลย์จะเลื่อนจากจุด 1 ไปอยู่จุด 4 โดยตรงทั้งนี้เพราะว่า CO_2 ในถังหมักไม่ถูกดึงไปใช้สร้างคาร์บอเนต (เพราะเราเติมคาร์บอเนตลงไปในตัวเอง)



รูปที่ 3.3 ความสัมพันธ์ทางทฤษฎีระหว่างคาร์บอนไดออกไซด์, พีเอช และความเป็นด่างของถังหมักไร้ออกซิเจน (ศักดิ์ชัย โอภาสวัชชัย, 2527)

อนึ่งการกำจัด CO_2 ออกจากก๊าซในถังหมักโดยตรง ก็อาจช่วยให้
พีเอชสูงขึ้นได้ ในกรณีนี้จุดสมมูลจะเลื่อนจากจุด 1 ไปจุด 5 แต่เมื่อแบคทีเรียสร้าง CO_2 ขึ้น
ใหม่ จุดสมมูลจะเลื่อนกลับไปจุดที่ 1 อีก การปรับพีเอชแบบนี้จึงไม่ใช่วิธีการถาวร และไม่อาจ
ใช้ได้

ตัวอย่างข้างบนนี้แสดงว่า สารเคมีที่ใช้ควบคุมพีเอช อาจแบ่งได้เป็น
สองชนิดคือ ชนิดแรก สามารถให้คาร์บอเนตกับน้ำได้โดยตรง ชนิดที่สอง ใช้วิธีจับ CO_2 หรือ
 H_2CO_3 และเปลี่ยนให้เป็นคาร์บอเนต การเลือกใช้สารเคมีชนิดใดนั้น ขึ้นอยู่กับปัจจัยที่จะต้อง
พิจารณาสองประการคือ

ปัจจัยข้อแรก เกี่ยวข้องกับการเติมสารเคมี สารเคมีที่จับ CO_2 ทำ
ให้พีเอชสูงเกินความต้องการก่อนเสมอ จากนั้น CO_2 ที่สร้างใหม่ จะทำให้พีเอชค่อยลดลงไปจน
ถึงจุดที่ต้องการ ถ้าปริมาณของสารเคมีที่ต้องการใช้อยู่ในระดับสูง การเติมลงไปทีเดียว อาจทำ
ให้พีเอช เพิ่มขึ้นสูงจนถึงระดับที่อาจเป็นพิษได้ ด้วยเหตุนี้การเติมสารเคมีที่จับ CO_2 จึงค่อย ๆ
เติมทีละน้อยอย่างช้า ๆ เพื่อให้การเปลี่ยนแปลงของพีเอชเป็นไปอย่างช้า ๆ ส่วนการเติมสาร
เคมีประกอบไบคาร์บอเนตโดยตรงนั้น ไม่มีผลแบบที่เกิดขึ้นกับสารจับ CO_2 ทำให้มีความสะดวก
กว่า ทำให้สามารถเติมสารเคมี และปรับพีเอชได้ละเอียดและแม่นยำ

ปัจจัยข้อที่สอง คือความสามารถในการละลายน้ำของสารที่เป็นผลสุด
ท้ายของปฏิกิริยา การเติมปูนขาวให้กับถังหมักจะทำให้ความเป็นด่างเพิ่มขึ้นเนื่องจากปูนขาวจะ
รวมกับ CO_2 หรือ H_2CO_3 ทำให้ได้สารไบคาร์บอเนต แต่เนื่องจากแคลเซียมไบคาร์บอเนตมี
ขีดจำกัดในการละลายน้ำอยู่ที่ประมาณ 500-1000 มก/ล การเติมปูนขาวเพิ่มขึ้น จะทำให้เกิด
ตะกอนหินปูน (CaCO_3) ซึ่งไม่ละลายน้ำ เป็นเหตุให้เกิดการกำจัด CO_2 โดยที่ความเป็นด่าง
ไบคาร์บอเนตไม่เพิ่มขึ้น การลดลงของ CO_2 ทำให้ความดันย่อย ของ CO_2 ลดลงด้วย พีเอชจึง
สูงขึ้นอย่างรวดเร็ว แต่เนื่องจากความเป็นด่างไม่ได้เพิ่มตามขั้นด้วย จึงทำให้พีเอชไม่มีเสถียร-
ภาพ ทั้งนี้ที่แบคทีเรียผลิต CO_2 ขึ้นมาใหม่ พีเอช จะลดลงอย่างรวดเร็วทันที

Albertson (1961) ได้แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างร้อยละ
ของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์, ความเป็นด่างไบคาร์บอเนต และพีเอช ที่เกิดขึ้นในปฏิกิริยา การ

เล็กน้อย ปัญหาก็จะเกิดขึ้นทันที

รูปที่ 3.4 (McCarty, 1964 part one) แสดงให้เห็นว่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนต ควรจะรักษาให้อยู่ในระดับอย่างน้อย 1.000 มก/ล สมมูลย์กับ CaCO_3 เพื่อให้แน่ใจว่าเพียงพอในการควบคุมพีเอช ไม่ให้ต่ำลงจนถึงขีดอันตราย การหาค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนต จำเป็นจะต้องหา ค่าความเข้มข้นของกรดโวลาทิล และค่าความเป็นด่างทั้งหมดมาก่อน เมื่อทราบค่าเหล่านี้แล้ว จึงนำมาคำนวณหาความเป็นด่างไบคาร์บอเนต ได้จากสมการที่ (4) ซึ่งได้รับการพัฒนาขึ้นมาครั้งแรกโดย Pohland & Bloodgood (1963) และต่อมาได้รับการปรับปรุงโดย McCarty (1964 part two)

$$BA = TA - (0.85)(0.833)TVA \dots\dots\dots(4)$$

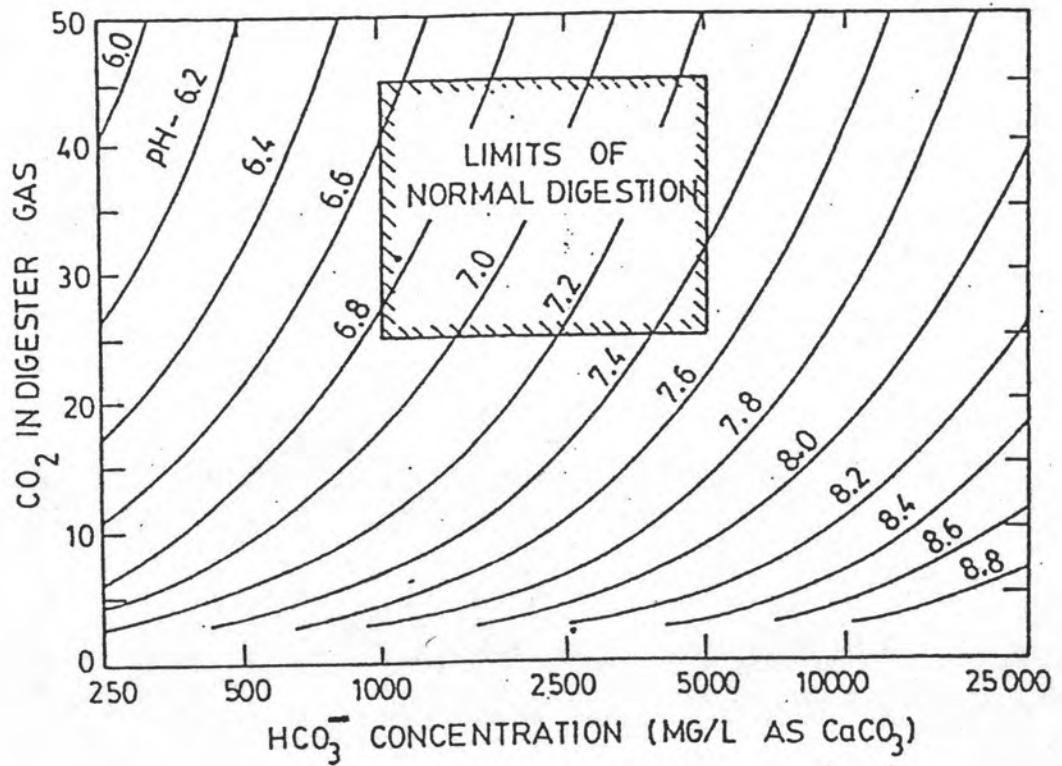
เมื่อ

BA = ความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (Bicarbonate Alkalinity);
 มก/ล สมมูลย์กับ CaCO_3

TA = ความเป็นด่างทั้งหมด (Total Alkalinity); มก/ล สมมูลย์กับ CaCO_3

TVA = ความเข้มข้นทั้งหมดของกรดโวลาทิล (Total Volatile Acid Concentration); มก/ล สมมูลย์กับกรดอะซิติก

ค่า มก/ล สมมูลย์กับกรดอะซิติก เมื่อเปลี่ยนให้เท่ากับความเป็นด่างสมมูลย์กับ CaCO_3 ทำได้โดยการคูณด้วย 0.833 (0.833 = น้ำหนักสมมูลย์ของ CaCO_3 / น้ำหนักสมมูลย์ของ CH_3COOH) ส่วนค่า 0.85 นั้น หมายความว่า มีเพียง 85 เปอร์เซ็นต์ของ Volatile Acid Alkalinity ที่วัดได้จากการไทเทรต ของความเป็นด่างรวมจนถึง พีเอช 4 สมการนี้สมมติว่า ไม่มี ความเข้มข้นของสารอื่น ๆ เช่น ฟอสเฟต, ซิลิเกต หรือ กรดเกลือ (acid salts) อื่น ๆ ซึ่งสามารถให้ความเป็นด่างได้เช่นกัน จากสมการที่ (4) ก็สามารถจะทราบได้ว่า ปริมาณความเป็นด่างมีเพียงพอหรือไม่ ถ้าปริมาณความเป็นด่างไม่เพียงพอ ก็จะต้อง



รูปที่ 3.4 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช และความเข้มข้นไบคาร์บอเนต

(Relationship between pH and bicarbonate concentration.)

(McCarty, 1964 part one)

เติมสารเคมีลงไป เพื่อเพิ่มปริมาณของความเป็นด่าง เพื่อช่วยป้องกันไม่ให้พีเอช ต่ำลง ปริมาณสารเคมีที่ต้องเติมนั้น สามารถคำนวณได้จากสมการที่ (5) (จาก บุญส่ง ไช้เกษ, 2519)

$$N = 8.34 A(E)(V) \dots\dots\dots(5)$$

โดยที่

N = ปริมาณของสารเคมีที่ต้องเติมลงไป, ปอนด์

A = ปริมาณของสภาพความเป็นด่างที่ขาดไป, มก/ล ในรูปของ CaCO_3

E = น้ำหนักสมมูลของสารเคมีที่ต้องเติมลงไป/น้ำหนักสมมูลของ CaCO_3

V = ปริมาตรของตัวถัง (digester volume) 10^6 แกลลอน

8.34 = conversion factor, ปอนด์/แกลลอน

สำหรับค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนตที่เหมาะสม เพื่อให้มีความสามารถในการบัฟเฟอร์ อย่างเพียงพออยู่ในช่วงระหว่าง 2,500-5,000 มก/ล ซึ่ง Graef & Andrew (1974) พบว่าการเพิ่มความเป็นด่างไบคาร์บอเนต จะทำให้ระบบสามารถที่จะทนทานต่อการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของสารอาหาร ตัวอย่างเช่น ที่ SRT 15 วัน การเพิ่มค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนตจาก 3,000 เป็น 4,000 มก/ล จะทำให้เสถียรภาพของระบบเพิ่มขึ้นอีกประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์

ค) กรดโวลาคิล กรดโวลาคิลเป็นอาหาร ที่สำคัญของแบคทีเรียพวกที่สร้างมีเทน เพื่อใช้ผลิตก๊าซมีเทน แต่ผลในทางตรงข้ามก็คือ ที่ความเข้มข้นสูงอาจจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียพวกที่สร้างมีเทนได้

Buswell & Mueller (1952) ได้กล่าวว่า กรดโวลาคิล ภายใต้งดหนัก จะต้องไม่เกิน 2,000 มก/ล ซึ่งถ้ากรดโวลาคิลเกิน 2,000 มก/ล สมดุลย์กับกรดอะซิติก จะเป็นเหตุทำให้ปริมาณก๊าซลดลง และอาจหยุดยั้งขั้นตอนการเกิดมีเทน โดยไม่คำนึงถึงพีเอชเลย และการเติมด่างเข้าไปก็จะไม่ช่วยให้ดีขึ้น

Andrew (1971) พบว่ากรดไวลาไทล์ ที่มีอยู่ในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนนี้มี 2 รูปแบบคือ ชนิดที่แตกตัว (ionized), S และไม่แตกตัว (unionized), HS โดยที่กรดที่ไม่แตกตัว (unionized acid) เป็นฟังก์ชันของ พีเอชเข้มข้นของกรดไวลาไทล์ทั้งหมด ดังสมการที่ (6)

$$HS = \frac{(H^+)(S)}{K_a} \dots\dots (6)$$

HS = ความเข้มข้นของกรดที่ไม่แตกตัว (unionized acid concentration)

H^+ = ความเข้มข้นของไฮโดรเจนไอออน (hydrogen ion concentration)

S = ความเข้มข้นของกรดทั้งหมด (total acid concentration)

K_a = ค่าคงที่ของการแตกตัว (ionization constant)

กรดนี้จะทำปฏิกิริยากับความเป็นด่างไบคาร์บอเนต เกิดเป็นคาร์บอเนตไดออกไซด์ ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงขององค์ประกอบ และอัตราการเกิดของก๊าซ ซึ่งจากการเพิ่มขึ้นของ คาร์บอเนตไดออกไซด์ และการลดลงของความเป็นด่างเป็นสาเหตุให้ พีเอชลดลงทั้งการเพิ่มขึ้นของกรดไวลาไทล์และการลดลงของพีเอช เป็นผลให้ความเข้มข้นของกรดไวลาไทล์ที่ไม่แตกตัวเพิ่มมากขึ้น จนถึงระดับที่ยับยั้งแบคทีเรีย พวกที่สร้างมีแทนได้ เพราะว่า ผนังเซลล์ของแบคทีเรียจะยอมให้ โมเลกุลที่ไม่แตกตัวซึมผ่านได้ดีกว่า เพราะฉะนั้นกรดไวลาไทล์ จะถูกแบคทีเรียใช้มากขึ้น ที่พีเอชต่ำ และทันทีที่กรดไวลาไทล์แตกตัวภายในเซลล์ จะทำให้พีเอชลดลงซึ่งทำให้เอ็นไซม์ มีฤทธิ์เปลี่ยนแปลงไปในทางตรงกันข้าม สมมติฐานนี้ ใช้อธิบายถึงปรากฏการณ์ที่กรดไวลาไทล์มีฤทธิ์ยับยั้งอย่างรุนแรง ในขณะที่พีเอชต่ำ (ต่ำกว่า 5.8)

van Velsen (1979) ได้ทำการศึกษาย่อยสลายของมูลสุกร พบว่าไม่มีผลในทางตรงกันข้าม ของกรดไวลาไทล์ แม้ว่าความเข้มข้นจะสูงถึง 5.000 มก/ล ถ้ามีการควบคุมพีเอช ให้อยู่ระหว่าง 7.5-8 ซึ่งสอดคล้องกับแนวความคิดของ Andrew (1964) ที่อธิบายถึงผลของการคุมพีเอชในถังหมักให้สูง (ประมาณ 8) แม้ว่าความเข้มข้นของกรดไวลา-

ไทลส์จะเกิน 100 meq ต่อลิตร ระบบก็ยังคงทำงานได้ตามปกติ

ง) อุณหภูมิ อุณหภูมิเป็นสิ่งสำคัญในระบบการหมักไร้ออกซิเจน เนื่องจากในขณะที่อุณหภูมิเพิ่มขึ้น อัตราการทำปฏิกิริยาก็จะเร็วขึ้นด้วย (Pfeffer, 1974 b; Cooney & Wise, 1975; Therkelson & Carlson, 1979) ทำให้ระยะเวลาในการหมักลดลง ดังแสดงใน รูปที่ 3.5

อุณหภูมิที่ใช้ในการหมักแบบไร้ออกซิเจน แบ่งได้เป็น 2 ช่วงคือ

- Mesophilic temperature อุณหภูมิจะอยู่ระหว่าง 21°C-40°C

ส่วนอุณหภูมิที่เหมาะสมในช่วงนี้คือจาก 35°C-40°C

- Thermophilic temperature อุณหภูมิจะอยู่ระหว่าง 40°C-

60°C ส่วนอุณหภูมิที่เหมาะสมในช่วงนี้คือจาก 53°C-60°C

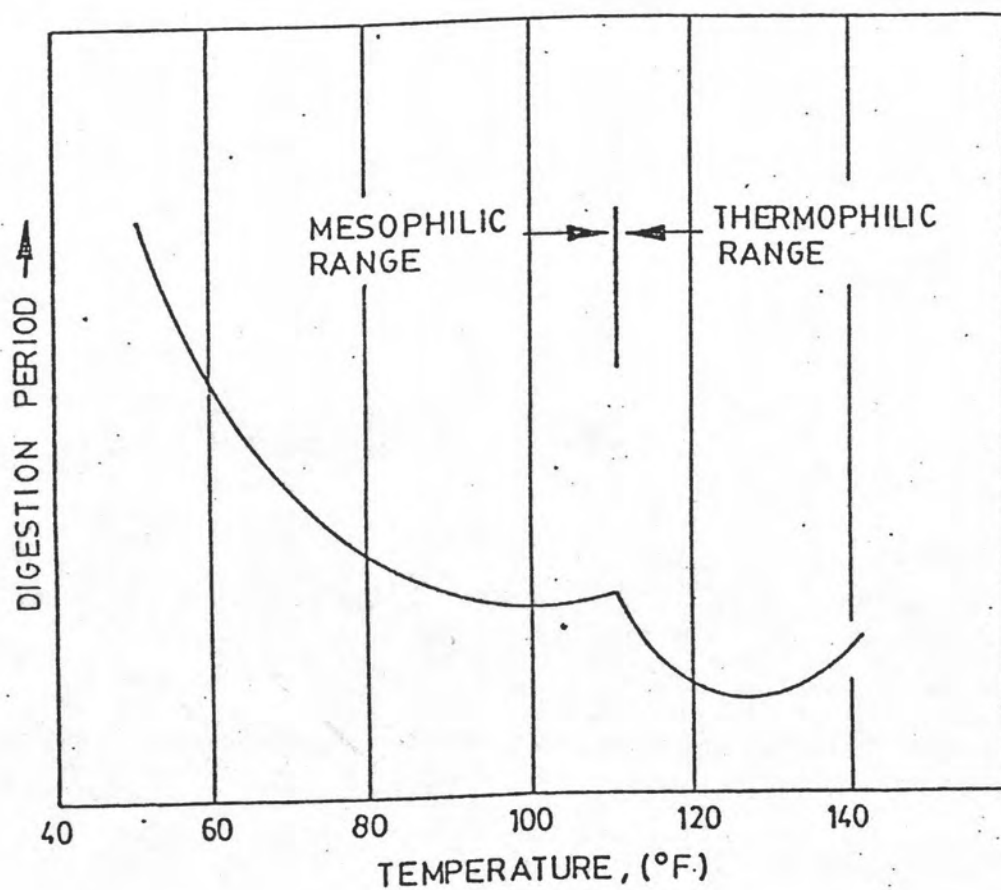
การทดลองถึงผลของอุณหภูมิ ต่อการหมักไร้ออกซิเจนให้ผลที่ขัดแย้งกัน ในตอนแรก ๆ คือ Rudolf (1927), Hatfield et al. (1928) และ Heukelekian (1933) ได้ผลออกมาว่าไม่มีข้อดีใด ๆ ที่จะเพิ่มอุณหภูมิภายในถังหมักให้สูงกว่า 25°C

Malina (1964) พบว่าปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิ 32°C สูงกว่าที่ 52°C ซึ่งผลที่ได้ขัดแย้งกับการทดลองของ Fair & Moore (1932) ที่แสดงให้เห็นว่าปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นที่ 60°C สูงเป็น 1.25 เท่าของที่ 25°C

Maly & Fadrus (1971) ได้ทำการทดลองใน batch culture ที่อุณหภูมิที่ 20°C, 30°C และ 50°C ผลปรากฏว่าที่อุณหภูมิสูง อัตราการเกิดก๊าซในช่วงแรกจะเร็วกว่าที่อุณหภูมิต่ำ ส่วนปริมาตรก๊าซสุดท้าย ที่ได้ในช่วงเวลาที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ นานมากที่สุดนั้น ให้ผลเช่นเดียวกัน แต่โปรตีนจะถูกย่อยสลายมากขึ้น ที่อุณหภูมิสูงขึ้น

Cooney & Wise (1975) ได้ใช้ขยะบด มาทำการหมักที่ระยะเวลา 30 วัน และอุณหภูมิ 65°C เขาพบว่าการทำงานของระบบดีขึ้น และให้ปริมาตรของก๊าซมากกว่า ช่วง mesophilic ถึง 50 เปอร์เซ็นต์

Pfeffer (1974 b) ก็ใช้ขยะบดเช่นเดียวกันพบว่าเกิดก๊าซมากขึ้น และอัตราการใช้สารอาหารก็สูงขึ้นด้วย ดังแสดงในรูปที่ 3.6 ซึ่งเขาได้พบว่าอุณหภูมิที่เหมาะสม



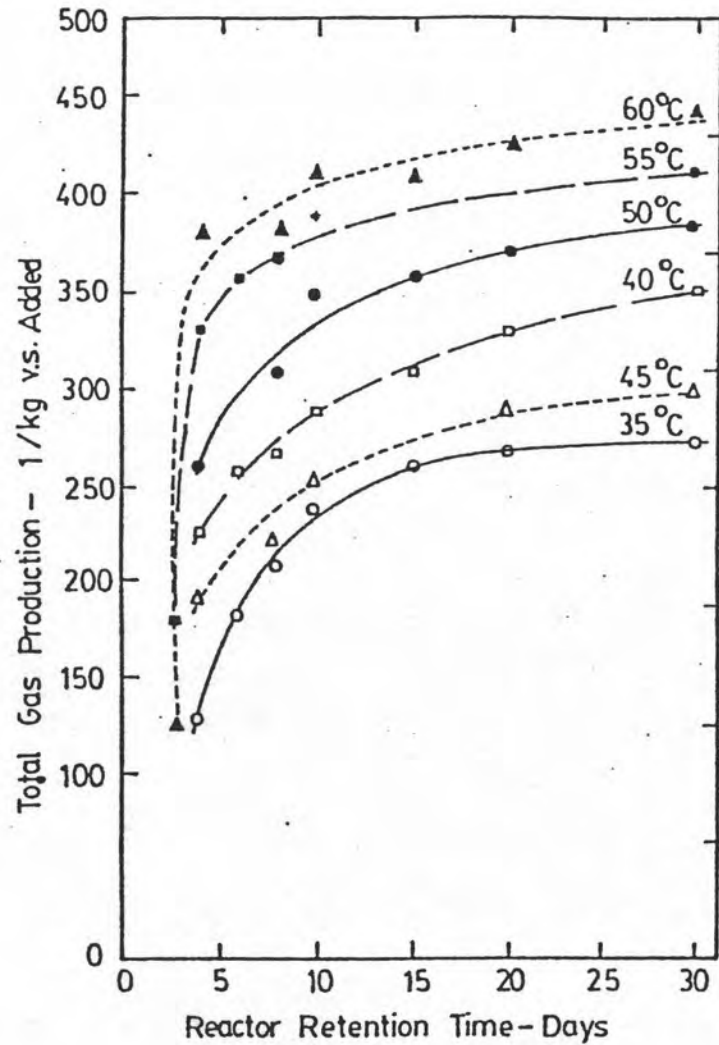
รูปที่ 3.5 ผลของอุณหภูมิที่มีต่อระยะเวลาการย่อยสลาย

(Influence of temperature on digestion time.)

(ศักดิ์ชัย โภทสวัสดิชัย, 2527)



Anaerobic Digestion Processes



รูปที่ 3.6 ผลของอุณหภูมิ และระยะเวลาการหมักต่ออัตราการเกิดก๊าซจากขยะ
 (The effect of temperature and retention time on the production of gas from urban refuse.) (Preffer, 1974 b)

ในช่วง mesophilic คือ 40°C และอุณหภูมิที่เหมาะสมในช่วง thermophilic คือที่ 55°C โดยที่การทดลองนี้มิได้ทำที่อุณหภูมิสูงเกินกว่า 60°C

Pfeffer & Liebman (1974) พบว่าจะเกิดการยับยั้งต่อแบคทีเรียพวกที่สร้างมีเทน ที่อุณหภูมิประมาณ 63°C

Hashimoto & Furukawa (1982) ใช้จุจากระสังเคราะห์ (synthetic night soil) ในการหมักแบบไร้ออกซิเจนที่อุณหภูมิตั้งแต่ 25°C ถึง 55°C พบว่าปริมาณก๊าซจะเพิ่มขึ้น เมื่ออุณหภูมิเพิ่มจาก 25°C จนถึง 35°C หลังจากนั้น อัตราการเกิดก๊าซจะลดลง เมื่อเพิ่มอุณหภูมิให้สูงขึ้น และที่อุณหภูมิสูงกว่า 41°C อัตราการเกิดก๊าซก็ยังไม่ดีขึ้น

ส่วนการทดลองในลักษณะสเกลใหญ่ (full scale) ที่อุณหภูมิช่วง thermophilic ได้มีการทำกันที่ Hyperion Treatment Plant ในลอสแอนเจลิส, แคลิฟอร์เนีย สหรัฐอเมริกา เมื่อเดือน เมษายน ค.ศ. 1972 โดย Garber et al. (1972) และที่ West-Southwest Sewage Treatment Work ชิคาโก, อิลลินอย สหรัฐอเมริกา โดย Rimkus et al. (1982) ซึ่งผลการทดลองปรากฏว่าได้ผลดีสำหรับการหมักไร้ออกซิเจนที่อุณหภูมิในช่วง thermophilic ส่วนรายละเอียดเกี่ยวกับผลการทดลองทั้งหมดที่กล่าวมานี้ แสดงไว้ใน ตารางที่ 3.4

จ) อาหารเสริม แบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจน ก็มีความต้องการสารอาหารจำพวกไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส และอื่น ๆ ที่ช่วยในการเจริญเติบโตเช่นเดียวกับพวกที่ใช้ ออกซิเจน ดังนั้นการควบคุมสภาวะให้เหมาะสม จึงต้องใส่อาหารเสริมให้เพียงพอแก่ความต้องการ เพราะของเสียที่จะเข้าสู่ระบบนั้น มีคุณสมบัติที่แตกต่างกันออกไป โดยที่สไลด์ที่เกิดจากของเสียจากชุมชน จะมีสารประกอบที่ต้องการอยู่ในปริมาณที่เพียงพอแล้ว แต่ของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม หรือขยะจากชุมชนในบางครั้งไม่มี จึงจำเป็นต้องเติมลงไปให้เพียงพอ

Speece & McCarty (1962) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับสารอาหารที่จำเป็นโดยการทดลองกับ แบคทีเรีย ที่ไม่ใช้ออกซิเจน พบว่าแบคทีเรียเหล่านี้ ต้องการธาตุ ไนโตรเจน ประมาณ 0.106 เท่าของน้ำหนักของเซลล์ ($\text{cell weight}/\text{N} = 9.4$) และต้องการฟอสฟอรัส ประมาณหนึ่งในเจ็ด ของไนโตรเจนเท่านั้น ($\text{N}/\text{P} = 7$) และได้ แสดงสูตรของแบคทีเรีย

ตารางที่ 3.4 แสดงผลการทดลองต่าง ๆ เกี่ยวกับผลของการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิต่อการเกิดก๊าซ
(จาก คักดีชัย โอภาสวัชชัย, 2527)

Fair & Moore (1932)		Hatfield et al. (1928)		Rodolf (1927)		UARL (1973)		Hashimoto & Furukawa (1982)	
Temp. C	Gas ml/g	Temp. C	Gas ml/g	Temp. C	Gas ml/g	Temp. C	Gas ml/g	Temp. C	Gas ml/g
10	450	11.5	400	10	130	37	8.59	25	1500
15	530	18.7	500	18	250	48	7.92	28	1600
20	610	25.3	552	24	320	55	8.54	37	1700
25	710	31.4	572	29.5	400			40	1300
30	760	35.2	566	35	400			45	385
								50	540
								55	580

and

Cooney & Wise (1975)		Maly & Fadrus (1971)		Pfeffer (1974 b)		Rinkus (1982)		Garber (1982)	
Temp. C	Gas l/d	Temp. C	Gas ml/lsludg	Temp. C	Gas l/g	Temp. C	Gas cu.m/kg	Temp. C	Gas cu.m/kg
37	11.61	20	10660	35	0.228	34.4	0.32	35.6	0.70
42	3.39	30	11710	40	0.375	52.7	0.40	49	0.75
45	1.89	40	11820	45	0.313				
49	2.23			50	0.400				
54	1.02			55	0.426				
57	1.22								
65	14.44								

โดยเขียนเป็นสูตรของธาตุต่าง ๆ ที่มารวมกัน คือ $C_5H_9O_3N$

MaCarty (1964 part one) ได้คำนวณปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ที่ต้องการ โดยคิดจากค่าเฉลี่ยของสูตรทางเคมีของเซลล์ $C_5H_9O_3N$ ซึ่งจะต้องมีไนโตรเจนอยู่ประมาณ 11 เปอร์เซ็นต์ ของน้ำหนักเซลล์ ที่เป็นของแข็งระเหย และต้องการฟอสฟอรัสประมาณ 1 ใน 5 ของน้ำหนักเซลล์ ที่เป็นของแข็งระเหย และได้แสดงอัตราส่วนของ BOD_5 หรือ $COD : N : P = 100 : 1.1 : 0.2$ ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับแบคทีเรีย ที่ใช้ออกซิเจนอิสระ ซึ่งมีอัตราส่วน BOD_5 หรือ $COD : N : P = 100 : 5 : 1$ จะเห็นว่าปริมาณไนโตรเจน แลฟอสฟอรัสที่ต้องการนั้น น้อยกว่ากันมาก

Sander & Bloodgood (1965) ได้ศึกษาถึงความสัมพันธ์ ระหว่างไนโตรเจน และคาร์บอน ต่อการย่อยสลายอินทรีย์สารของจุลชีพ พบว่าอัตราส่วนของไนโตรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ประมาณ 0.620 จะทำให้การย่อยสลาย เป็นไปอย่างดี และ ถึงแม้จะใช้อัตราส่วน ไนโตรเจน ต่อคาร์บอน มากกว่านี้ ก็ไม่ช่วยให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายอินทรีย์สาร เพิ่มขึ้นแต่อย่างใด

ณ) สารพิษ ของเสียที่มีความเข้มข้นของอินทรีย์สาร และอนินทรีย์สารสูง ระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนจะมีความรู้สึกต่อสิ่งเหล่านี้ได้ไวกว่าปกติ ซึ่งได้แก่ พวกเกลืออนินทรีย์ รวมทั้งสารประกอบอินทรีย์ที่มีพิษ (toxic organic compound) ส่วนพวกอัลคาไลน์ และโลหะอัลคาไลน์เอิร์ธนั้น จะมีความเข้มข้นที่แน่นอน ในการยับยั้งและเป็นพิษ และค่าสูงสุดที่ยังไม่เป็นพิษ (threshold) จะแปรเปลี่ยนไปขึ้นอยู่กับว่าโลหะนั้นจะมีปฏิกิริยาโดยตัวมันเอง หรือ ปฏิกิริยาร่วมกัน เช่นแอมโมเนีย เมื่ออยู่ในรูปของ NH_3 จะยับยั้งเมื่อมีความเข้มข้นสูงเพียงพอ ซึ่งอยู่ระหว่าง 1,500-3,000 มก/ล และที่พีเอชสูงกว่า 7.4 แต่ที่ความเข้มข้นสูงกว่า 3,000 มก/ล แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) เพียงอย่างเดียวก็จะเป็นพิษอย่างรุนแรงโดยไม่คำนึงถึงค่าพีเอชเลย (McCarty, 1964 part three)

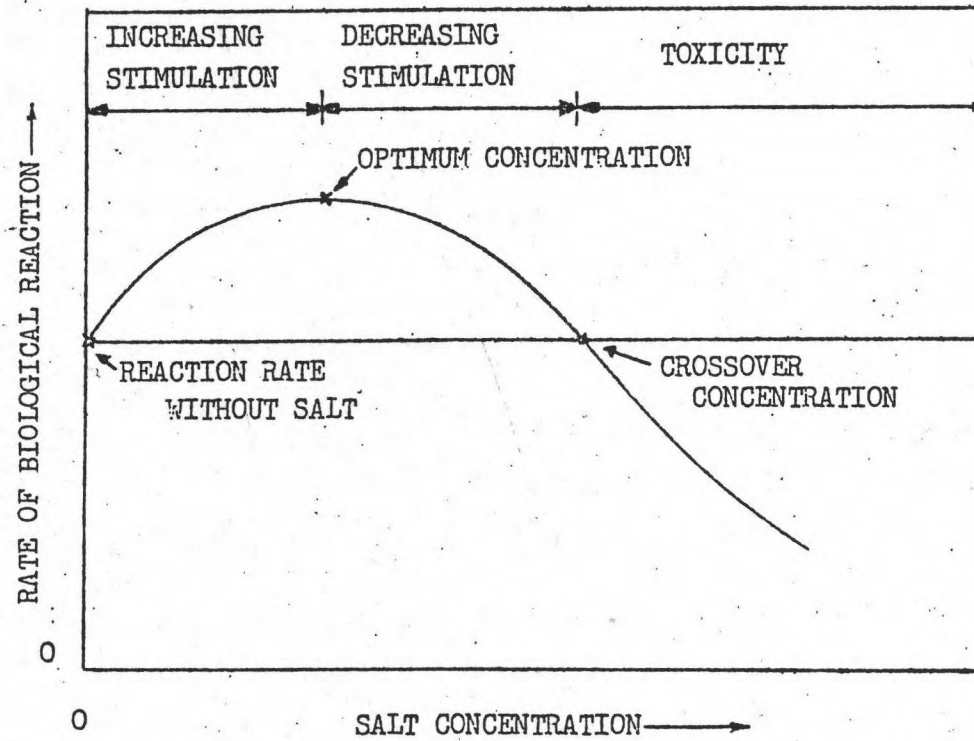
ส่วนพวกสารพิษอื่น ๆ ก็มี ซัลไฟด์, โลหะหนัก และพวกสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ ความเข้มข้นของสารละลายซัลไฟด์ จะแปรเปลี่ยนไประหว่าง 50 ถึง 100 มก/ล ซึ่งสามารถจะยึดหยุ่นได้เล็กน้อย หรือมีเช่นนั้นก็ต้องมีการทำให้คุ้นเคย (acclimatize) เสีย

ก่อน นอกจากนี้สารละลายทองแดง และเกลืออนิเกิล ที่ความเข้มข้นต่ำ ก็อาจจะทำให้เกิดปัญหาเกี่ยวกับพิษของโลหะหนักในระบบได้ เช่นเดียวกับสารอินทรีย์หลาย ๆ ชนิดที่มีผลในการยับยั้งนับตั้งแต่ สารละลายอินทรีย์ (organic solvent) จนถึงพวกสารธรรมชาติหลาย ๆ ชนิด เช่น แอลกอฮอล์ และพวก long chain fatty acid ที่มีความเข้มข้นสูง (McCarty, 1964 part three)

อย่างไรก็ตาม สารที่เป็นพิษหรือยับยั้งต่อการทำงานของจุลชีพ ก็ยังสามารถช่วยกระตุ้น ให้จุลชีพทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น หากสารเหล่านั้นมีปริมาณพอเหมาะ ดังรูปที่ 3.7 รายละเอียดของสารพิษต่าง ๆ มีดังนี้คือ

1) พิษของกรดโวลลาไทล์ แต่เดิมเชื่อว่าถ้ากรดโวลลาไทล์ มีความเข้มข้นมากกว่า 2,000 มก/ล จะทำให้เกิดการหน่วง (retardation) ต่อแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน ทำให้เกิดก๊าซน้อยลง McCarty & McKinney (1961 a) ได้ทำการทดลองพบว่า แม้มีกรดโวลลาไทล์สูงถึง 10,000 มก/ล as CH_3COOH ก็จะไม่เป็นพิษโดยตรงต่อแบคทีเรีย ถ้ามีปริมาณของสารที่จะปรับสภาพ (buffering capacity) เพียงพอ ถ้าไม่พอก็จะมีผลทำให้พีเอชต่ำลง จนแบคทีเรียที่ทำให้ก๊าซมีเทนไม่สามารถทนอยู่ได้ การแก้พิษของกรดโวลลาไทล์จะทำได้โดยลดปริมาณการจ่ายสารอาหารลง การเติมสารปรับสภาพ เช่น NaHCO_3 และการใช้ระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) ในระบบกำจัดให้นานขึ้น

2) พิษของเกลืออนินทรีย์ (Inorganic salt toxicity) เกลือของพวกสารอินทรีย์เช่น พวกธาตุอัลคาไล และอัลคาไลเอิร์ท ได้แก่ โซเดียม, โพแทสเซียม, แคลเซียม และแมกนีเซียม ซึ่งเกลือของสารอนินทรีย์เหล่านี้แตกตัวให้ cation ที่เป็นพิษมากกว่า anion โดยขึ้นอยู่กับปริมาณของ cation ด้วยว่ามีปริมาณอยู่ในน้ำทิ้งมากน้อยเพียงใด (McCarty & McKinney, 1961 b; Kugelman & McCarty, 1965) ดังแสดงในตารางที่



รูปที่ 3.7 อิทธิพลของเกลือต่อปฏิกิริยาการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจน
(ไกรสร อุดมรัตน์, 2521 อ้างถึงใน McCarty, 1964)

ตารางที่ 3.5 ความเข้มข้นของการกระตุ้น และยับยั้งของอัลคาไล และอัลคาไลเอิร์ท ที่เป็นประจุบวก (Stimulatory and inhibitory concentration of alkali and alkali-earth cation.) (McCarty, 1964 part three)

Cation	Concentration in mg/l		
	Stimulatory	Moderately Inhibitory	Strongly Inhibitory
Sodium	100-200	3,500-5,500	8,000
Potassium	200-400	2,500-4,500	12,000
Calcium	100-200	2,500-4,500	8,000
Magnesium	75-150	1,000-1,500	3,000

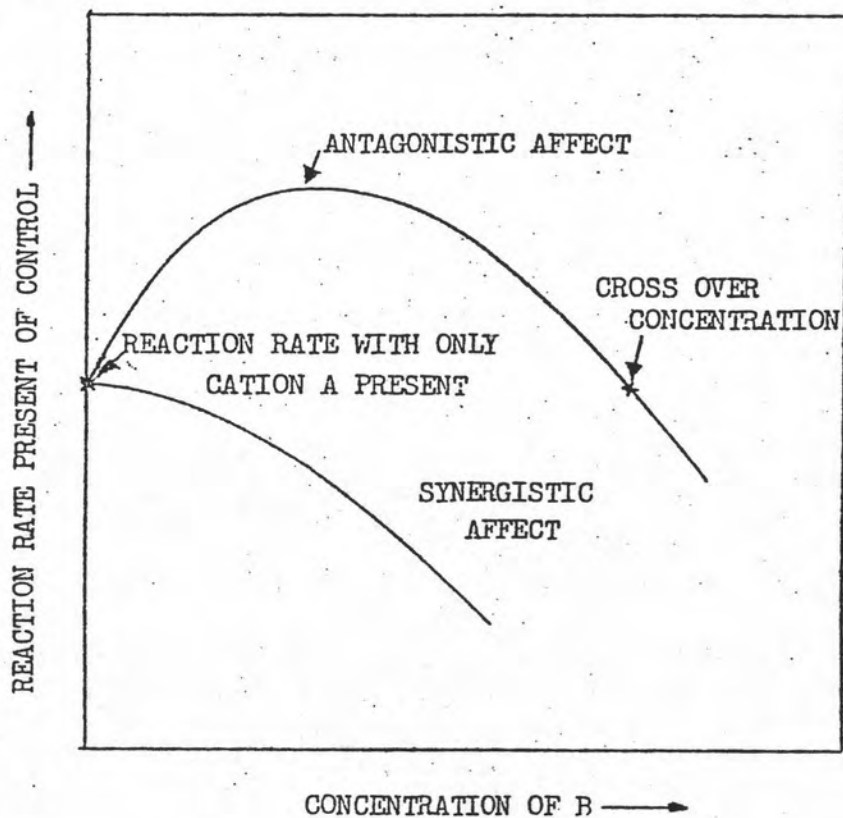
ตามตารางที่ 3.5 ความเป็นพิษของ cation แต่ละชนิดจะรุนแรงไม่เท่ากัน cation ที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อแบคทีเรียน้อยกว่า cation ที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 ซึ่งพิษของ Ca^{++} และ Mg^{++} จะมากกว่าพิษของ Na^+ และ K^+ ถึง 10 เท่า ดังนั้นพิษของ cation จะเพิ่มขึ้นเมื่อ cation มีวาเลนซ์สูงขึ้น และน้ำหนักอะตอมมากขึ้น cation สามารถกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียได้ เนื่องจาก cation เหล่านี้จะเป็นตัว metallic activators สำหรับเอนไซม์ ซึ่งเปรียบเหมือนแฟคเตอร์ร่วม (cofactor) เพื่อช่วยให้เอนไซม์ทำปฏิกิริยากับสารต่าง ๆ ได้ดียิ่งขึ้น เช่นเอนไซม์ Plasma membrane ATPase จะต้องการ Na^+ เพื่อเป็นตัวแฟคเตอร์ร่วม เอนไซม์ Pyruvate kinase ต้องการ K^+ เพื่อเป็นตัวแฟคเตอร์ร่วม (มนตรี จุฬาวัดชนทล. 2516) แต่ถ้ามีปริมาณของ cation มากเกินไป หรือไปรวมกับเอนไซม์ที่ไม่เหมาะสม จะเกิดพิษต่อแบคทีเรียได้

cation ที่ควรกล่าวคือ hydrogen ion (H^+) ทั้งนี้เพราะว่ามีพิษรุนแรงต่อจุลชีพ ในกรณีที่กรดไวลาไทล์ เพิ่มขึ้นมากนั้นจะทำให้พีเอชลดลง และไฮโดรเจนไอออน (H^+) แยกตัวได้มาก มีผลให้ยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย Stanier (จาก Kotze' et al., 1969) ได้ทำการทดลองพบว่า โมเลกุลของกรดอ่อน (weak acid) และด่างอ่อน (weak base) ที่ไม่แตกตัวนั้น สามารถซึมผ่าน (penetrate) เข้าไปในเซลล์แบคทีเรียได้

เร็วมาก เช่น กรดอ่อนที่พีเอชต่ำ จะไม่แยกตัวเป็นไอออน เมื่อผ่านเข้าเซลล์แบคทีเรียได้ง่าย ทำให้พีเอช ภายในเซลล์แบคทีเรีย ลดลงทำให้แบคทีเรียตายได้และด่างอ่อนที่ พีเอชสูง ก็ให้ผล เช่นเดียวกัน

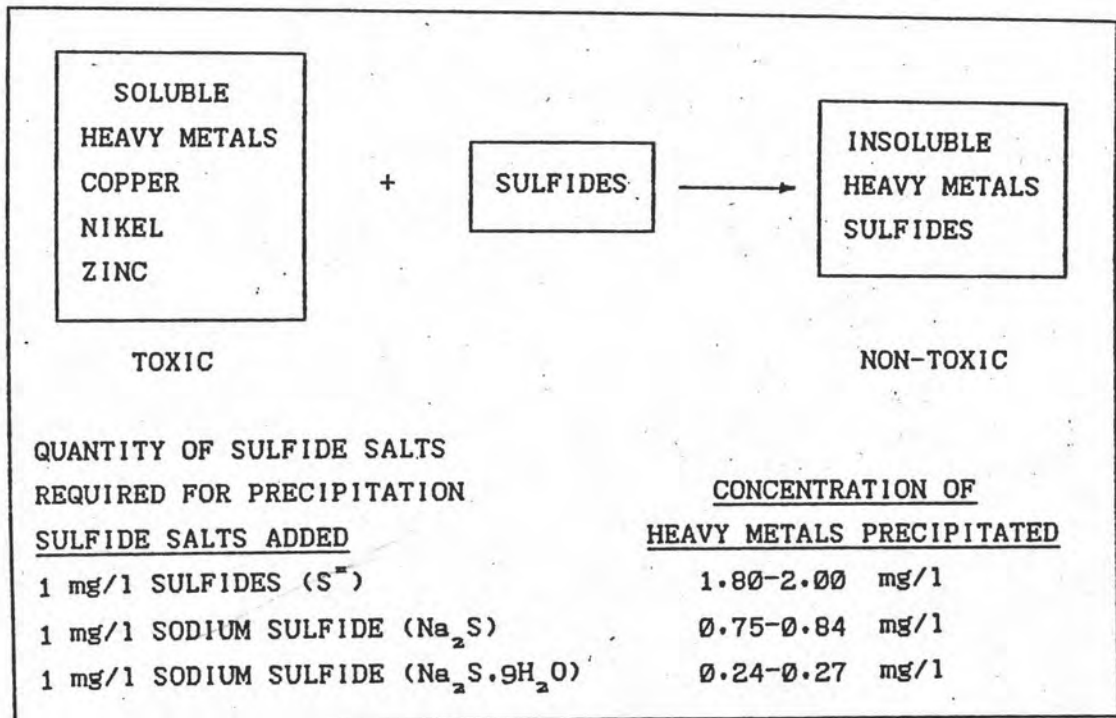
ความเป็นพิษของ cation นั้นสามารถลดลงได้โดยการทำ Antagonism (McCarty, 1964) กล่าวคือ เมื่อมี cation ซึ่งเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดหนึ่งใช้ออกซิเจนอยู่ชนิดหนึ่ง ถ้ามี cation อีกชนิดหนึ่งอยู่ด้วยจะทำให้ความเป็นพิษของ cation ชนิดแรกลดลงได้ เช่น พิษของ Na^+ เข้มข้น 3,500 มก/ล สามารถทำให้หมดไปได้ถ้ามี Ca^{++} และ Mg^{++} ที่มีความเข้มข้นระหว่าง 50-1,000 มก/ล (McCarty & McKinney, 1961 b) แต่ในทางตรงกันข้าม cation บางชนิดจะไปเพิ่มพิษของอีกชนิดหนึ่งเมื่ออยู่ร่วมกัน ปรากฏการณ์เช่นนี้เรียกว่า Synergism ดังรูปที่ 3.8

3) พิษของโลหะหนัก (Heavy metals toxicity) โลหะหนัก ได้แก่ เหล็ก , สังกะสี, ทองแดง, ดีบุกตะกั่ว, โครเมียม, แคดเมียม, นิเกิล, โคบอล ฯลฯ ซึ่งไอออนของโลหะหนักพวกนี้ เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ อาจจะเป็นเพียงยับยั้งการเจริญเติบโต หรือทำให้ตายได้ McCarty (1964) ได้สรุปไว้ว่าโลหะที่แตกตัวให้ valency สูงจะมีพิษมากกว่าเช่น Cr^{+6} จะมีพิษมากกว่า Cr^{+3} และพิษของโลหะก็ขึ้นอยู่กับว่าเกลือของโลหะนั้นจะละลายน้ำได้มากน้อยเพียงใด (solubility) เช่น เหล็ก และอะลูมิเนียมจะไม่เป็นพิษ เนื่องจากเกลือของโลหะทั้งสองละลายน้ำได้น้อย และพิษของโลหะนั้นจะมากหรือน้อยเพียงใด ก็ขึ้นกับปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้ง เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ซึ่งไม่ละลายน้ำ ดังรูปที่ 3.9 จะเห็นว่า 1 มก/ล ของซัลไฟด์จะรวมตัวกับ 1.80-2.00 มก/ล ของโลหะหนัก กลายเป็นเกลือและตกตะกอน ถ้าน้ำทิ้งมีปริมาณซัลไฟด์ไม่พอเพียง ที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ ก็จะต้องเติมพวกเกลือซัลไฟด์ (sulfide salts) ลงไป เช่น เติมนโซเดียมซัลไฟด์ (Na_2S) หรือเติมเกลือซัลเฟต (sulfate salts) ลงไป เกลือทั้งสองชนิดจะถูกลดออกซิเจน (reduce) ไปเป็นซัลไฟด์ ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน ทำให้สามารถลดพิษของโลหะหนักได้



รูปที่ 3.8 แสดงความสัมพันธ์ของ cation 2 ชนิด คือ A และ B ซึ่งเมื่ออยู่ด้วยกันแล้วจะเกิด antagonism หรือ synergism ได้

(ไกรสร อุดมรัตน์, 2521 อ้างถึงใน McCarty et al., 1961)



รูปที่ 3.9 ปฏิกิริยาการทำลายพิษของโลหะหนักโดยฟัลไฟด์ (S^{2-}) ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (บุญส่ง ไข่เกษ, 2519 อ้างถึงใน McCarty, 1964)

Mosey & Hughes (1975) ได้ทำการทดลองพบว่า พิษของสังกะสีนั้น น้อยกว่า ทองแดง, แคดเมียม และนิเกิล พิษของสังกะสีไม่เกี่ยวกับ พีเอช สามารถมีผลต่อจุลินทรีย์ ๗ พีเอช ใด ๆ ก็ได้ แต่ถ้าพีเอชสูงถึง 7.6 สังกะสีจะตกตะกอนในรูปของ $ZnCO_3$ และระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะหมดประสิทธิภาพเมื่อมีความเข้มข้นของสังกะสีเท่ากับ 163 มก/ล

พิษของแคดเมียม ระบบกำจัดจะหมดประสิทธิภาพเมื่อมีความเข้มข้นของแคดเมียม 180 มก/ล

พิษของทองแดง จากการทดลองพบว่าคาร์บอนเพิ่มของทองแดงเป็นไปอย่างช้า ๆ เมื่อความเข้มข้นของทองแดงในระบบกำจัดถึง 170 มก/ล ก็ทำให้ระบบกำจัดนั้นหมดประสิทธิภาพ

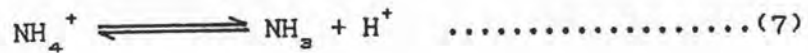
พิษของเหล็ก ตามปกติเหล็กเป็นโลหะหนักที่มีพิษน้อยที่สุด แต่เนื่องจาก จะพบปริมาณเหล็กมากที่สุด ในน้ำทิ้ง และนิยมใช้เกลือซัลไฟด์ของเหล็ก ในการแก้พิษโลหะหนักอื่น ๆ จึงได้มีการศึกษาถึงพิษของเหล็กด้วย ซึ่งก็พบว่าพีเอช จะลดลงเมื่อมีเหล็กเข้มข้น 1,750 มก/ล และทำให้ระบบกำจัดหมดประสิทธิภาพ

พิษของโครเมียม ระบบกำจัดจะหมดประสิทธิภาพเมื่อมีความเข้มข้นของ Cr^{+3} เท่ากับ 530 มก/ล และของ Cr^{+6} เท่ากับ 450 มก/ล

พิษของปรอท Lingle & Hermann (1975) พบว่า mercuric chloride จะทำให้ระบบกำจัดหมดประสิทธิภาพ เมื่อมีความเข้มข้น 1,365 มก/ล

4) พิษของก๊าซบางชนิด

พิษของแอมโมเนีย (Ammonia toxicity) แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดน้ำทิ้ง ด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะมาจากการย่อยสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ คือ โปรตีน ซึ่งไนโตรเจนอาจจะอยู่ในรูปของ แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยสารสองตัวนี้จะเปลี่ยนไปเปลี่ยนมาได้ ขึ้นอยู่กับ พีเอช ด้วย ดัง สมการที่ (7)



ซึ่งถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 จะมี NH_4^+ มากกว่า ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 จะมี NH_3 มากกว่า ซึ่งจะยับยั้งการทำงาน และเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนมากกว่า NH_4^+ (McCarty, 1964) สำหรับการวิเคราะห์ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ในห้องปฏิบัติการจะได้อ้าง NH_4^+ และ NH_3 รวมกัน ขนาดความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนแสดงไว้ใน ตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 ผลของ ammonia-nitrogen ต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (McCarty, 1964)

$\text{NH}_3\text{-N}$, mg/l	Effect on anaerobic treatment
50-200	Benificial
200-1,000	No adverse effect
1,500-3,000	Inhibitory at high pH value
> 3,000	Toxic

การที่จะลดพิษของแอมโมเนียไนโตรเจนทำได้โดย การทำให้น้ำทิ้งที่จะสู่ระบบกำจัดเจือจางลง ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนก็จะลดน้อยลงด้วย หรือโดยวิธีกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำทิ้งก่อนที่จะเข้าสู่ระบบกำจัด

พิษของซัลไฟด์ (Sulfide toxicity) ซัลไฟด์ที่มีอยู่ในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเนื่องจาก ซัลไฟด์นั้นมีอยู่ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบกำจัด หรือเกิดจากการย่อยสลายของจุลชีพ ซึ่งทำการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือย่อยสลายโปรตีน ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบกำจัด จะอยู่ในรูปของซัลไฟด์ที่ละลายในน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับ cation ที่รวมอยู่ ถ้ารวมกับพวกโลหะหนักก็จะตกตะกอนลงมา จึงไม่เป็นอันตรายต่อจุลชีพ ส่วนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปของ H_2S ซึ่งบางส่วนก็ละลายอยู่ในน้ำ บางส่วนก็หลุดออกมาเป็นก๊าซ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับความสามารถในการละลายน้ำของ H_2S McCarty (1964) พบว่าแบคทีเรียซึ่งไม่ใช่

ออกซิเจน สามารถทนต่อปริมาณของซัลไฟด์ที่ละลายน้ำ มีความเข้มข้น 50-100 มก/ล ได้และที่ความเข้มข้น 200 มก/ล ถ้าได้มีการทำ acclimatized ก่อน แบคทีเรียก็สามารถทนได้ แต่ถ้าความเข้มข้นมากกว่า 200 มก/ล จะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย การลดพิษของซัลไฟด์ได้โดยใช้ gas scrubbing, ทำให้เกิดการตกตะกอนของซัลไฟด์, ทำให้น้ำทิ้งที่เข้าระบบกำจัดมีความเจือจาง, หรือแยกสารพวกซัลเฟต, ซัลไฟด์ ออกจากน้ำทิ้งก่อนเข้าระบบกำจัด

5) พิษของสารอินทรีย์ (Toxic organic materials) สารอินทรีย์ที่เป็นพิษได้แก่ แอลกอฮอล์, long chain fatty acid, โคลโรฟอร์ม (chloroform) และอื่น ๆ Eryan et al. (จาก Toerien et al.) ทำการทดลองพบว่าโคลโรฟอร์ม 0.96 มก/ล สามารถยับยั้งแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน ทำให้ความสามารถในการผลิตมีเทนลดลงถึงร้อยละ 50 McCarty (1964) พบว่า แอลกอฮอล์พวก เมทานอล (methanol) 1,000-2,000 มก/ล ระบบกำจัดสามารถทำงานได้ แต่ต้องเข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้แบคทีเรียคุ้นเคยและปรับตัวได้ สารอินทรีย์อื่น ๆ ที่มีพิษอาจกำจัดได้ด้วยการทำให้ตกตะกอน เช่น Sodium Oleate ซึ่งใช้ทำสบู่ พบว่าจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียเมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 500 มก/ล แต่เมื่อเติม CaCl_2 จะทำให้เกิดตะกอนของ Calcium Oleate ขึ้น แม้ในระบบกำจัดจะมี Sodium Oleate สูงถึง 2,000-3,000 มก/ล ระบบกำจัดก็สามารถทำงานได้ดี

ดังนั้น ถ้าจะให้แบคทีเรีย มีความสามารถ ที่จะทนทานต่อสารพวกที่ยังยั้งเหล่านี้ได้ ก็จำเป็นจะต้องมีการทำให้ระบบคุ้นเคยกับสารเหล่านี้เสียก่อน สำหรับวิธีการที่จะป้องกันมิให้เกิดเป็นพิษ และการยับยั้งขึ้นในระบบ สามารถทำได้ดังต่อไปนี้ (Dague, 1968)

- กำจัดสารเหล่านี้ออกมาก่อนที่จะของเสียจะเข้าสู่ระบบ หรืออาจจะทำให้สารนั้นหมดสภาพความเป็นพิษลง ด้วยการตกตะกอน
- ทำการเจือจางของเสียที่มีพิษ ให้มีค่าต่ำกว่า ค่าสูงสุดที่ยังไม่เป็นพิษ (toxic threshold) ที่จะเป็นอันตราย
- เติมสารพวกกำจัดพิษ (antagonistic chemicals) ลงไปในของเสีย

3.4.2 ปัจจัยทางด้านการทำงาน

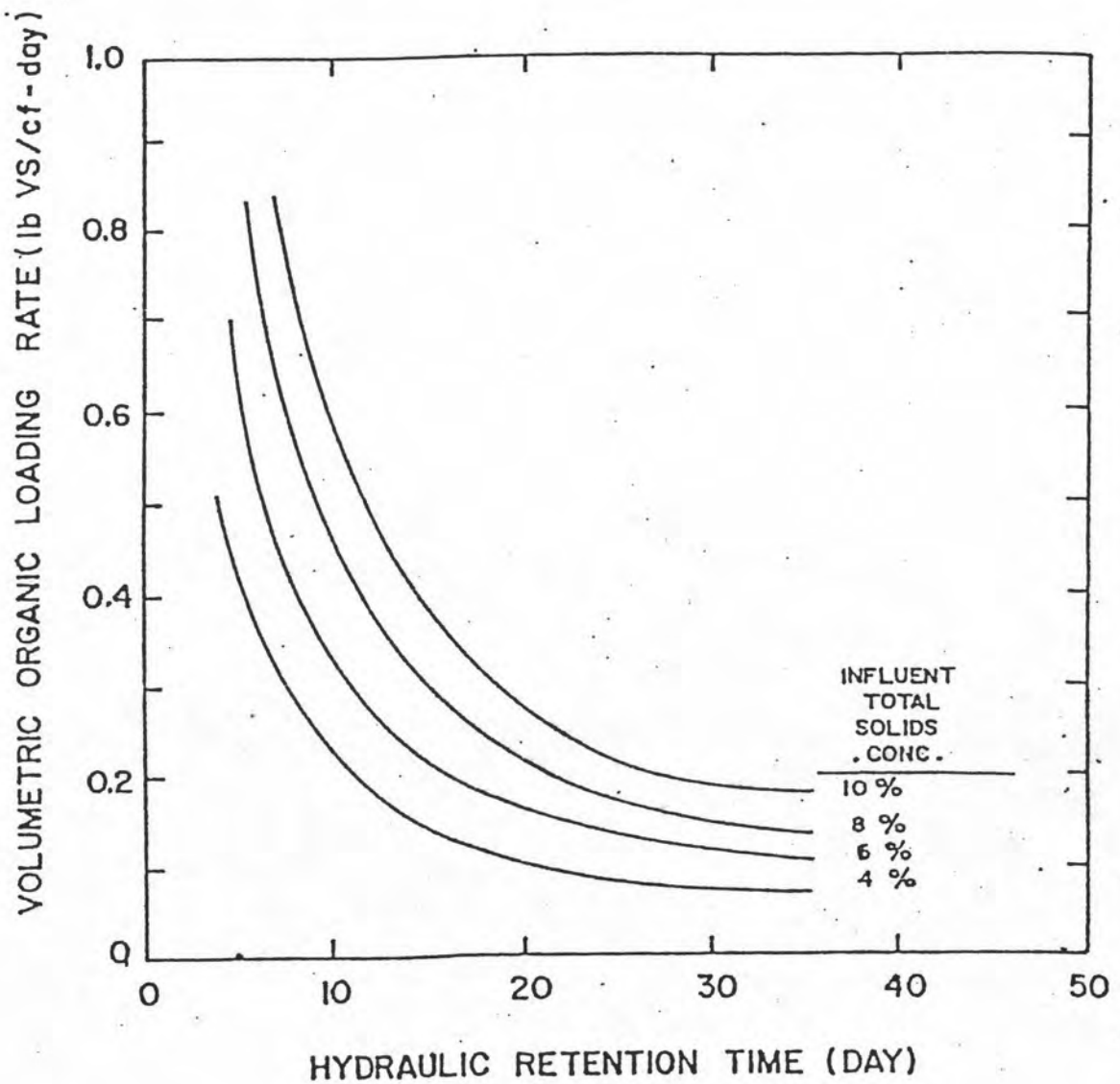
- ก) ระยะเวลาในการหมัก
- ข) อัตราการให้สารอินทรีย์
- ค) ความเข้มข้นของของแข็ง

Sawyer (1961) เป็นผู้หาความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาในการหมัก อัตราการให้อินทรีย์สาร ความเข้มข้นของของแข็ง สลัดจ์จากชุมชน ตามรูปที่ 3.10

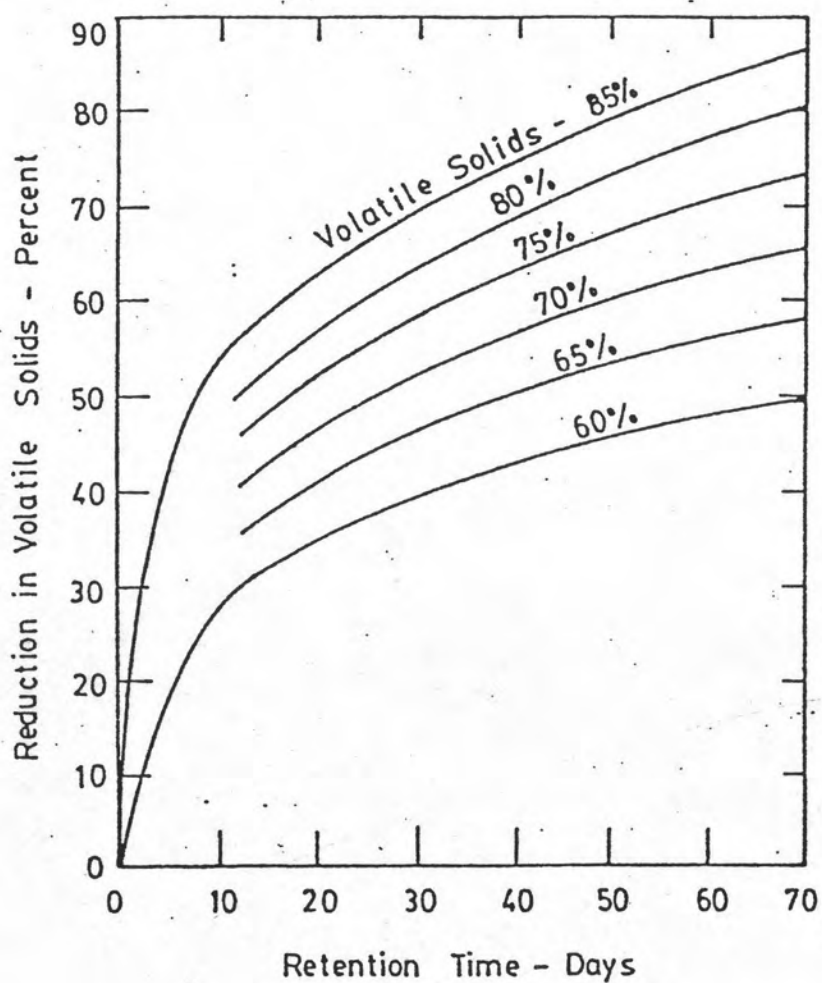
อัตราที่ของเสียถูกใส่เข้าไปในถังหมัก เรียกว่า "Volumetric Organic Loading Rate" [VOLR] มีหน่วยเป็น ปอนด์ของของแข็งระเหย ที่ใส่เข้าไปต่อลูกบาศก์ฟุตของปริมาตรถังหมักต่อวัน ($\text{lb VS/ft}^3\text{-day}$) หรือกิโลกรัมของ ของแข็งระเหยต่อลูกบาศก์เมตรของถังหมักต่อวัน ($\text{kg VS/m}^3\text{-day}$) การปรับอัตราการให้สารอาหาร ทำได้โดยการเปลี่ยนอัตราการไหลที่ไหลผ่านถังหมัก หรือโดยการเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของ ของแข็งที่ใส่เข้าไป ในทางปฏิบัติวิธีที่ใช้กันทั่ว ๆ ไปในการเปลี่ยนอัตราการให้สารอาหารก็คือ การเปลี่ยนอัตราการไหล ซึ่งจะมีผลต่อระยะเวลาในการหมัก (Hydraulic Retention Time; HRT) ของถังหมัก

HRT หรือระยะเวลาในการหมัก ซึ่งเป็นตัวแปรหลัก ในการออกแบบระบบกำจัดของเสีย (Loehr, 1966) ตามทฤษฎี HRT จะแทนเวลาที่ของเสียอยู่ในถังหมัก และหาได้โดยการหารปริมาตรของถังหมัก ด้วยปริมาณของเสียที่ไหลผ่านถังหมักต่อหน่วยเวลา ค่า HRT จะเท่ากับค่า อายุตะกอน (Solid Retention Time; SRT) ในกรณีที่ไม่มีการหมุนเวียนสลัดจ์ ซึ่งค่า SRT นี้เป็นตัวสำคัญที่สุด ในการปฏิบัติการควบคุมและออกแบบระบบการหมักแบบไร้ออกซิเจน โดยจะแทนค่าเฉลี่ยของเวลาที่จุลชีพอยู่ในระบบ และจะหาได้โดย การหารจำนวนปอนด์หรือกิโลกรัมของของแข็งระเหยในระบบด้วยจำนวนปอนด์ หรือกิโลกรัมของของแข็งระเหยที่ออกจากระบบ

SRT เป็นตัวสำคัญ ที่บอกระดับความมีเสถียรของของเสีย (degree of wastes stabilization) ที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Lawrence & McCarty, 1969) การเพิ่ม SRT เป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบและจะมีปริมาณก๊าซเกิดมากขึ้น ตามรูปที่ 3.11



รูปที่ 3.10 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการจ่ายสารอินทรีย์, ความเข้มข้นของของแข็งที่เข้าสู่ระบบ และระยะเวลาการหมัก (Relationship between volumetric organic loading rate, influent solid concentration and hydraulic retention time.) (Sawyer, 1961)



รูปที่ 3.11 การเปลี่ยนแปลงของของแข็งระเหยที่ถูกทำลายไปกับระยะเวลาการหมัก
 (Variation of volatile solid destruction with detention time.)
 (Rankin, 1948)

ของ Rankin (1948) แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่าง SRT กับความมีเสถียรของของเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัด อย่างไรก็ตามเมื่อของเสียถูกทำให้เจือจาง ก็จะต้องใช้ระยะเวลาในการหมักนาน และขนาดของถังหมักจะมีขนาดใหญ่ตามด้วย พร้อมทั้งปริมาณความร้อนที่ใช้ก็จะสูงตามไปด้วย

เมื่อ SRT ลดลง จำนวนเซลล์ที่เข้มแข็ง (active) จะถูกล้างออกจากระบบมากขึ้น และถ้า SRT ต่ำกว่าขีดจำกัดที่แน่นอน จุลชีพจะถูกล้างออกจากระบบในอัตราที่เร็วกว่าที่จะเกิดขึ้นใหม่ ซึ่งเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ระบบล้มเหลว ระยะเวลาต่ำสุดที่จุลชีพ จะอยู่ในระบบ (minimum solid retention time; θ_m) ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิและชนิดของจุลชีพในระบบ ซึ่งชนิดของจุลชีพจะขึ้นอยู่กับ ประเภทของสารอาหารที่ถูกใส่เข้าไป McCarty (1964 part four) แนะนำการควบคุมระบบว่า แม้จะสามารถควบคุมระบบ ให้ทำงานได้ใกล้เคียงกับ SRT ต่ำสุด (θ_m) ประสิทธิภาพก็จะต่ำไปด้วย และการทำงานของระบบจะเสถียร ในทางปฏิบัติ SRT ควรจะมีค่าอย่างน้อยประมาณ 2.5 เท่าของ SRT ต่ำสุด

ง) การกวน (คักตีซัย โภภาสวัตชัย) การกวนเป็นสิ่งสำคัญในระบบการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน หลักการสำคัญคือการ ทำให้สารอินทรีย์ ในถังหมักอยู่ในสภาพแขวนลอย เพื่อให้เกิดการสัมผัสกัน ระหว่างสารอาหารกับจุลชีพ เป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบด้วย และทำให้ของเหลว ในถังหมักมีสภาพเป็นเนื้อเดียวกัน การกวนจะต้องให้เพียงพอที่จะป้องกัน การสะสมของสารอินทรีย์ ตามจุดต่าง ๆ ของถังหมัก

วิธีในการกวนของเหลวภายในถังหมัก สามารถทำได้หลายวิธีดังนี้

- หมุนเวียนตะกอนด้วยปั๊ม (recycling of sludge by pump)
- สูบอัดก๊าซไปทางด้านก้นของถังหมัก (pumping of compressed gas to the bottom of the digester)
- ใช้เครื่องกวน (mechanical mixing)
- ใช้การสูบผ่านท่อน้ำ (pumping draft tube)

แต่ละวิธี ก็มีข้อดี และข้อเสียที่แตกต่างกันไป การที่จะใช้วิธีการที่เหมาะสมและประหยัดที่สุดในการเลือกเครื่องกวนนั้น จะต้องศึกษาในรายละเอียดต่าง ๆ อย่าง

ละเอียดและลึกซึ้ง

จากการศึกษา ถึงการย่อยสลายในถังหมักอัตราสูง (high rate digester) พบว่า ความเร็วตามเส้นรอบวง ที่บริเวณพื้นถังหมัก ประมาณ 1.5 ถึง 3 ฟุต/วินาที จะไม่ทำให้เกิดการสะสมของสารต่าง ๆ แต่ความเร็วต่ำสุดนั้นขึ้นอยู่กับลักษณะของอนุภาค โดยที่ความเร็วที่เหมาะสมควรอยู่ประมาณ 2.5 ฟุต/วินาที จากรายงานของ WPCF (1966) เกี่ยวกับของเหลวความเข้มข้นสูง การกวนอย่างต่อเนื่องจะมีความสำคัญมาก เพราะว่าในบางครั้งเป็นการยาก ที่จะทำให้สารที่สะสมกันอยู่ลอยตัวขึ้นมา ส่วนการใช้ก๊าซหมุนเวียนผ่านเข้าไปในท่อ นำ ทำได้โดย สูบอัดก๊าซเข้าไปในท่อที่เจาะรูตลอดแนวขนาดเท่า ๆ กันในอัตราที่เพียงพอที่จะกวน (agitate) ให้ตะกอนของเสีย ลอยตัวขึ้นมาได้ ค่าที่ใช้ในการออกแบบคือ ปริมาณชีวก๊าซ 35 หรือ 40 ลิตรต่อนาที ต่อปริมาตรของถังความจุ 1,000 ลิตร

พลังงานที่ใช้ในการกวน McMahon (1965) ใช้ค่า 0.185 กำลังม้า ต่อถังหมัก ที่มีปริมาตร 1,000 ลูกบาศก์ฟุต และความเข้มข้นของของเหลวภายในถังหมักเท่ากับ 4 เปอร์เซ็นต์ สูตรต่อไปนี้ ใช้ในการคำนวณหา กำลังของเครื่องกวน ที่จะต้องใช้กับความเข้มข้นต่าง ๆ (Pfeffer, 1974 a)

$$P = 0.185(C/4)(V) \dots\dots\dots(8)$$

P = กำลังที่ต้องการ (power requirements); แรงม้า

C = ความเข้มข้นของของเหลวภายในถังหมัก
(reactor slurry concentration); เปอร์เซ็นต์

V = ปริมาตรของถังหมัก; 1,000 ลูกบาศก์เมตร

จ) ปริมาณความร้อนและสมมูลความร้อน การให้ความร้อนแก่ของเหลวในถังหมัก เพื่อเพิ่มอุณหภูมิ ให้ได้ตามต้องการ สามารถทำได้หลายวิธีเช่น

- ให้ความร้อนแก่ของเสียก่อนที่จะเข้าสู่ถังหมัก
(heating in-coming slurry)
- ให้ความร้อนที่พื้นผิวโดยรอบของถังหมัก
(heating the generator skin)
- ใช้อากาศร้อนหมุนเวียน (hot air circulation)
- ใช้น้ำร้อนหมุนเวียน (hot water circulation)

ปริมาณความร้อน ที่จะใช้สำหรับเพิ่มอุณหภูมิของของเสีย ก่อนที่จะเข้าสู่ถังหมัก คำนวณได้ จากสมการที่ 9 ในสมการที่ (9) (ศักดิ์ชัย โอภาสวัชชัย, 2527)

$$HI = S(C)(T_1 - T_0) \dots\dots\dots(9)$$

S = อัตราการจ่ายของเสียเข้าสู่ถังหมัก (feed stream); ปอนด์/ชม.

C = ค่าความร้อนจำเพาะ (specific heat constant);

บีทียู/ปอนด์ องศาฟาเรนไฮด์

T₁ = อุณหภูมิของถังหมัก; องศาฟาเรนไฮด์

T₀ = อุณหภูมิของของเสีย; องศาฟาเรนไฮด์

HI = ปริมาณความร้อนที่ต้องการ (heat required); บีทียู/ชม

3.5 สาเหตุของการล้มเหลวของระบบ

การศึกษาถึงปัจจัยของสิ่งแวดล้อม และปัจจัยการทำงาน เพื่อจะให้ระบบทำงานอย่างมีประสิทธิภาพนั้น Graef & Andrews (1974) ได้สรุปสาเหตุ การล้มเหลวในการควบคุมระบบกำจัดของเสีย โดยวิธีการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน ไว้ดังนี้คือ

3.5.1 การให้ของเหลวเข้าสู่ระบบมากเกินไป (hydraulic overloading)

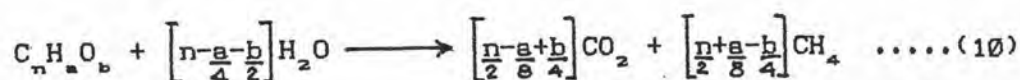
จะทำให้ระยะเวลาเก็บกักจุลินทรีย์ ให้อยู่ในระบบลดลงจนถึงจุดซึ่งจุลินทรีย์ ไม่สามารถที่จะขยายพันธุ์ได้ทัน ก่อนที่จะถูกล้างออกจากระบบ

3.5.2 การให้สารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (organic overloading) จะทำให้เกิดการสะสมของกรดโวลาทิล ซึ่งจะยับยั้งการเจริญเติบโต ของแบคทีเรียพวกที่สร้างมีเทน

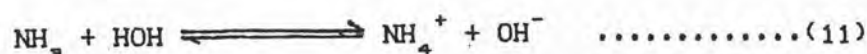
3.5.3 การให้สารพิษเข้าสู่ระบบมากเกินไป (toxic overloading) เมื่อสารพิษเช่น โลหะหนัก, สารเคมี, แอมโมเนียและอ็อกซิจีนมากเกินไปจะไปฆ่าแบคทีเรียพวกที่สร้างมีเทน ซึ่งสาเหตุของการตาย เกิดจากการสะสมของสารพิษ ที่ความเข้มข้นสูง

3.6 องค์ประกอบและปริมาณก๊าซที่ได้

การเปลี่ยนคาร์โบไฮเดรต ไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และมีเทน สามารถทำนายปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น จากความรู้ทางเคมีขององค์ประกอบของเสีย จากสมการที่ (10) ซึ่งได้รับการพัฒนาโดย Buswell และ Mueller (1952)

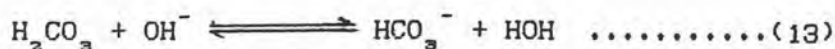


แต่คาร์บอนไดออกไซด์ จะไม่ออกไปในรูปของก๊าซหมด โดยส่วนหนึ่งจะทำปฏิกิริยากับน้ำ และไฮดรอกไซด์ไอออน ส่วนโปรตีนจะถูกจุลชีพย่อยสลายเป็นแอมโมเนีย ซึ่งจะทำปฏิกิริยากับน้ำ ดังสมการที่ (11)



ไฮดรอกไซด์ที่เกิดขึ้น จะทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นไบคาร์บอเนตไอออน ดังสมการที่ (12) และ (13)





ดังนั้นสารอาหารที่มีองค์ประกอบของโปรตีน จะมีผลต่อปริมาณของคาร์บอนไดออกไซด์จริง ๆ ที่ถูกระบายออกมาจากสารละลาย รวมทั้งความจุของไบคาร์บอเนตบัฟเฟอร์ของระบบ

McCarty (1964 part one) ได้แสดงว่าก๊าซมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลาย อย่างสมบูรณ์ของ 1 กก. BOD_u หรือ COD เท่ากับ 0.351 ลบ.ม ที่อุณหภูมิและความดันมาตรฐาน และ 1 กก. ของกลูโคส เมื่อย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ จะให้ปริมาตรก๊าซ 0.747 ลบ.ม

Burford & Varani (1976) ได้แสดงปริมาณก๊าซ ที่ได้ตามทฤษฎีจากองค์ประกอบของพืชผัก และมูลสัตว์ ตามตารางที่ 3.7 และสำหรับตารางที่ 3.8 แสดงปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายพวกพืชผัก

ตารางที่ 3.7 ปริมาณก๊าซที่ได้ตามทฤษฎีจากองค์ประกอบต่าง ๆ ของพืช

(Theoretical yield of gas from the various components of plant matter and manures) (Burford & Varani, 1976)

Component	% Methane	Gas yield (m ³ /kg VS. destroyed)
Carbohydrate (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	50	0.886
Fat (C ₅₅ H ₉₈ O ₆)	70	1.535
Protein (6C.2NH ₂ .3H ₂ O)	84	0.587

3.7 พลังงานจากก๊าซชีวภาพ

Hawkes (1974) กล่าวว่า พลังงานจากก๊าซชีวภาพ ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของมีเทนที่มีอยู่ในก๊าซนั้น เช่นถ้ามี มีเทนอยู่ 70 เปอร์เซ็นต์ จะให้พลังงานออกมา 26 เมกกะจูล/ลบ.ม (MJ/m³) และที่ 59 เปอร์เซ็นต์ จะให้พลังงานออกมา 22 เมกกะจูล/ลบ.ม เมื่อ คิดเป็นค่าเฉลี่ยแล้ว จะได้ว่าที่ 64 เปอร์เซ็นต์ มีเทนในก๊าซชีวภาพทั้งหมด จะให้พลังงานออกมาประมาณ

ตารางที่ 3.8 แสดงปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายวัสดุจำพวกพืชผัก
(ศักดิ์ชัย โภภัสวัชชัย, 2527 อ้างถึงใน Surrat, 1978)

ชนิดของพืช	ลูกบาศก์เซ็นติเมตรของก๊าซชีวภาพ		หมายเหตุ
	ต่อกรัมของแข็ง ระเหยที่ใส่เข้าไป (gm VS added)	ต่อกรัมของแข็ง ทั้งหมดที่ใส่เข้าไป (gm TS added)	
สาหร่าย (algae)	-	240	
เปลือกกล้วย (banana skin)	-	360	
ฟางข้าวบาร์เลย์ (barley straw)	-	150	
กะหล่ำปลี (cabbage)	792	-	ต่อกรัมของ แข็งระเหย ที่ถูกทำลายไป
แครอท (carrots)	693	-	ต่อกรัมของ แข็งระเหย ที่ถูกทำลายไป
ฟางปอ (flax straw)	333	300	
ขยะเปียก (garbage)	500	-	ค่าเฉลี่ย
เศษหญ้า (grass clippings)	390	-	ค่าเฉลี่ย
มันฝรั่ง (potatoes)	480	-	
กระดาษ (paper)	475	-	ค่าเฉลี่ยของ กระดาษหนึ่ง สิอพิมพ์
ต้นกก (papyrus)	470	-	
ฟางข้าว (rice straw)	455	-	
สาหร่ายทะเล (seaweed)	-	300	
ผักตบชวา (water hyacinth)	-	163	
ฟางข้าวสาลี (wheat straw)	310	-	ค่าเฉลี่ย
ไม้ (wood)	-	5	

24 เมกกะจูล/ลบ.ม

มีเทนบริสุทธิ์เป็นก๊าซที่ปราศจากสี และกลิ่น โดยทั่วไปก๊าซที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้อากาศจะมีองค์ประกอบเป็นมีเทนระหว่าง 50-70 เปอร์เซ็นต์ เหลืออีกประมาณ 30-50 เปอร์เซ็นต์ เป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นส่วนมาก และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ อีกเล็กน้อย ตารางที่ 3.9 (National Academy of Science, 1979) แสดงลักษณะทางกายภาพและเคมี ของก๊าซมีเทน

3.8 ความสัมพันธ์ทางจลศาสตร์ของจุลินทรีย์กับการย่อยสลายสารอินทรีย์

Heukelekian, Orford & Manganelli (1951) และ Weston & Eckenfelder (1956) ได้พัฒนา สมการที่ได้จากการทดลอง และสังเกต (empirical expression) เพื่อใช้อธิบายการเจริญเติบโตสุทธิของมวลเซลล์ในหน่วยของเวลา โดยให้สารอาหารที่เป็นของเสียอินทรีย์ ในระบบการเจริญเติบโตแบบแบทช์ (batch growth system) ได้สมการซึ่งสามารถใช้อธิบาย อัตราการเจริญเติบโตสุทธิของมวลจุลินทรีย์ ของการไหลอย่างต่อเนื่อง และกวนผสมป้อน โดยไม่มีการเวียนตะกอน ของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนดังนี้

$$dM/dT = a(dF/dt) - bM \dots\dots\dots(14)$$

โดยที่

dM/dt = อัตราการเพิ่มสุทธิของมวลจุลินทรีย์ต่อหน่วยปริมาตรของถังหมัก,

มวล/ปริมาตร-เวลา

(net growth rate of microorganisms per unit volume of reactor, mass/volume-time)

dF/dt = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อหน่วยปริมาตร, มวล/ปริมาตร-เวลา

(rate of microbial substrate utilization per unit volume, mass/volume-time)

ตารางที่ 3.9 คุณสมบัติทางฟิสิกส์และเคมีของก๊าซมีเทน (Selected physical and chemical properties of methane*)

Chemical formula:	CH ₄
Molecular weight:	16.042
Boiling point at 14.696 psia (760 mm):	-258.68°F (-116.49°C)
Freezing point at 14.696 psia (760 mm):	-296.46°F (-182.48°C)
Critical pressure:	673.1 psia (47.363 kg/cm ²)
Critical temperature:	-116.5°F (-82.5°C)
Specific gravity	
Liquid (at -263.2°F [-164°C]):	0.415
Gas (at 77°F [25°C]	
and 14.696 psia [760 mm]):	0.000658
Specific volume at 60°F (15.5°C)	
and 14.696 psia (760 mm):	23.61 ft ³ /lb (1.47 l/gm)
Calorific value 60°F (15.5°C)	
and 14.696 psia (760 mm):	1,012 Btu/ft ³ (38,130.71 kJ/m ³)
Air required for combustion ft ³ /ft ³ :	9.53
Flammability limits:	5 to 15 % by volume
Octane rating:	130
Ignition temperature:	1,202°F (650°C)
Combustion equation:	CH ₄ + 2O ₂ → CO ₂ + 2H ₂ O
O ₂ /CH ₄ for complete combustion:	3.98 by weight
O ₂ /CH ₄ for complete combustion:	2.0 by volume
CO ₂ /CH ₄ from complete combustion:	2.74 by weight
CO ₂ /CH ₄ from complete combustion:	1.00 by volume

* Sources : Katz et al. (1959); Johnson & Auth (1951); and Weast et al. (1964)

M = ความเข้มข้นของมวลจุลชีพ, มวล/ปริมาตร
(microbial mass concentration, mass/volume)

e = สัมประสิทธิ์ของการเจริญเติบโต, มวล/มวล
(growth yield coefficient, mass/mass)

b = สัมประสิทธิ์ของการตายของมวลจุลชีพ, เวลา⁻¹
(microorganism decay coefficient, time⁻¹)

อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ (dF/dt) มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังหมัก และความสัมพันธ์นี้แสดงได้โดยสมการซึ่งใกล้เคียงกับที่ Monod (1942) ใช้เพื่ออธิบาย ความสัมพันธ์ระหว่าง อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย และความเข้มข้นของสารอาหารที่จำกัดการเจริญเติบโต (growth limiting nutrient)

$$dF/dt = kMS/(K_s + S) \dots\dots\dots(15)$$

โดยที่

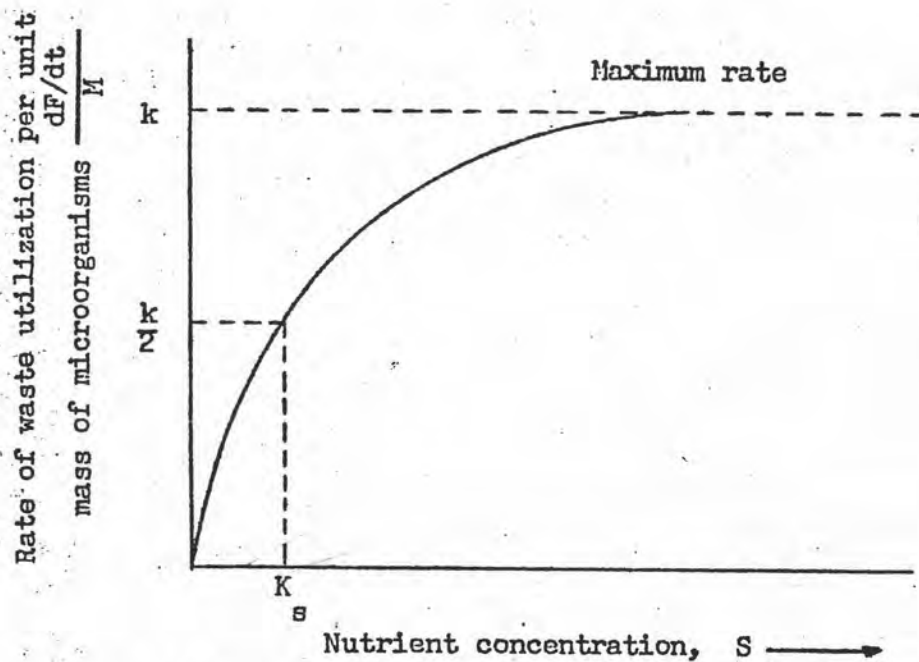
S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังหมัก, มวล/ปริมาตร
(waste concentration in the reactor, mass/volume)

k = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงสุดต่อน้ำหนักของมวลจุลชีพ ซึ่งปรากฏเมื่อน้ำกึ่งมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง, เวลา⁻¹
(maximum rate of substrate utilization per unit weight of microorganisms [occurring at high waste concentration], time⁻¹)

K_s = ลัมประสิทธิ์ความเร็วครึ่ง ซึ่งเท่ากับความเข้มข้นของสารอาหารเมื่ออัตราการย่อยสลายอินทรีย์เท่ากับ $(1/2)k$, มวล/ปริมาตร

(half velocity coefficient, equal to the substrate concentration when $dF/dt = (1/2)k$, mass/volume)

(รูปที่ 3.12, เสริมพล รัตสุช, 2518)



รูปที่ 3.12 อัตราการใช้สารอาหารต่อหน่วยน้ำหนักของมวลเซลล์ ต่อความเข้มข้นของสารอาหารที่จำกัด (Rate of waste utilization per unit mass of microorganisms versus concentration of limiting nutrient.) (เสริมพล รัตสุช, 2518)

สมการนี้ชี้ให้เห็นว่าความสัมพันธ์ระหว่าง อัตราการใช้สารอาหาร และความเข้มข้นของสารอาหาร เป็นไปอย่างต่อเนื่องเหนือช่วงทั้งหมดของความเข้มข้นของสารอาหาร และในเงื่อนไขที่สุด สองประการ (two extreme case) คือเมื่อ

- 1) เมื่อ S มีค่าสูงมาก ๆ ($S \gg K_s$)
- 2) เมื่อ S มีค่าต่ำมาก ๆ ($S \ll K_s$)



สมการที่ (15) สามารถเขียนใหม่ได้เป็น

$$dF/dT = kM \quad S \gg K_s \quad \dots\dots\dots(16)$$

$$dF/dt = k'M_s \quad S \ll K_s \quad \dots\dots\dots(17)$$

โดยที่ $k' = k/K_s$, สมการที่ (16) เป็นปฏิกิริยาแบบ zero order ที่ขึ้นกับความเข้มข้นของสารอาหาร ขณะที่ สมการที่ (17) เป็นสมการแบบ first order รวมสมการที่ (14) และ (15) จะได้

$$(dM/dt)/M = (akS)/(K_s + S) - b \quad \dots\dots\dots(18)$$

เมื่อ

$$\begin{aligned} (dM/dt)/M &= \text{อัตราการเพิ่มสุทธิต่อหน่วยน้ำหนักของจุลชีพในหน่วยเวลา, เวลา}^{-1} \\ &= u \text{ (net specific growth rate of microorganisms,} \\ &\quad \text{time}^{-1}) \end{aligned}$$

ดังนั้น

$$u = (akS)/(K_s + S) - b \quad \dots\dots\dots(19)$$

สมการที่ (18,) สามารถใช้ได้ทั้งการบำบัดแบบไร้อากาศอย่างธรรมดา (conventional anaerobic treatment) และการบำบัดแบบไร้อากาศชนิดพิเศษ (anaerobic activated sludge or contact process)

เมื่อระบบทำงานอย่างต่อเนื่อง จนถึงภาวะสมดุลย์ ที่มวลจุลชีพภายในระบบมีค่าคงที่ หมายความว่าอัตราการไหลออกของจุลชีพ เท่ากับอัตราการเติบโต (dM/dt) และเมื่อกำหนด

เวลาที่แน่นอนเช่น กำหนดเวลามีหน่วยเป็นวัน ดังนั้นอัตราการเพิ่มสุทธิของมวลจุลชีพ (โดยใช้สัญลักษณ์ $[(\Delta M/\Delta T)/M]$) จะเป็นส่วนกลับของระยะเวลาที่ของแข็งอยู่ในระบบ หรือระยะเวลาเฉลี่ยของเซลล์ในระบบ หรืออายุตะกอน (biological solids retention time [SRT] or mean cell retention time or sludge age) สามารถเขียนเป็นสมการ โดยใช้สัญลักษณ์ θ_c แทนได้ดังนี้

$$SRT = \theta_c = M_T / (\Delta M/\Delta T)_T \dots\dots\dots(20)$$

เมื่อ

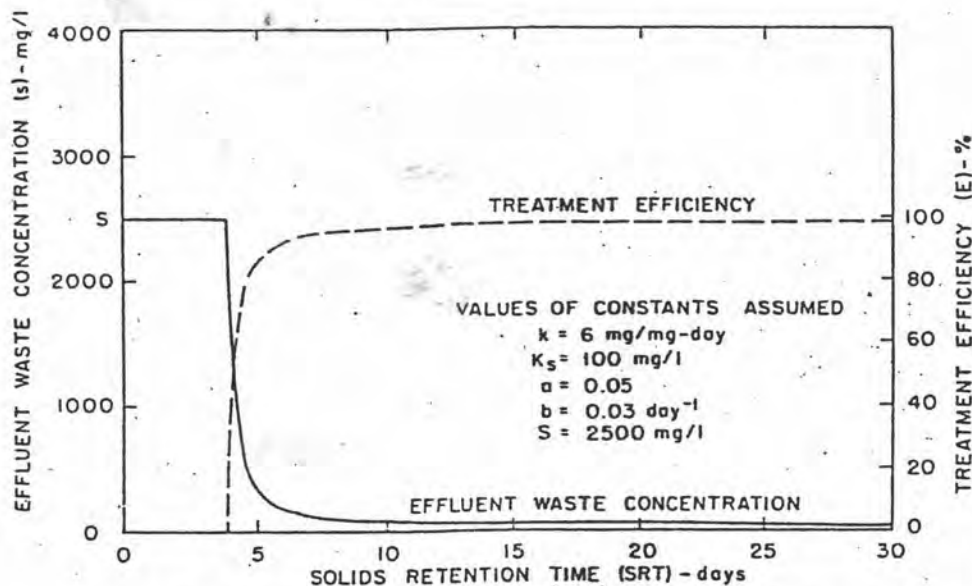
M_T = มวลจุลชีพที่ตื่นตัวทั้งหมดในระบบ, มวล

(total active microbial mass in treatment system, mass)

$(\Delta M/\Delta T)_T$ = ปริมาณทั้งหมดของมวลจุลชีพที่ออกจากระบบในแต่ละวัน ซึ่งรวมทั้งของแข็งที่ถูกกำจัด และที่หายไปกับน้ำที่ออกจากระบบ, มวล/เวลา

(total quantity of active microbial mass withdrawn daily, including those solids purposely wasted as well as those lost in the effluent, mass/time)

ค่า SRT (θ_c) หรือระยะเวลาเฉลี่ยของจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสีย หรืออายุตะกอน สามารถเปรียบเทียบกับ ความคิดเรื่องอายุตะกอนของระบบเติมอากาศ (activated sludge) (รูปที่ 3.13)



Steady-state relationships between solids retention time, effluent waste concentration, and treatment efficiency in continuous-flow biological treatment model are shown.

รูปที่ 3.13 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาการกักเก็บตะกอน, ความเข้มข้นของน้ำเสียที่ออกจากระบบ และประสิทธิภาพของการบำบัดทางชีววิทยาแบบไหลต่อเนื่อง (Lawrence & McCarty, 1969)

รายละเอียดของค่า θ_c สองค่าคือ θ_c^m และ θ_c^s เป็นเรื่องที่น่าสนใจ โดยที่ให้ θ_c^m แทนค่าต่ำสุดของ θ_c ที่การล้มเหลวอย่างสมบูรณ์ของกระบวนการจะเกิดขึ้นเมื่อ θ_c ต่ำกว่า θ_c^m มวลจุลชีพจะถูกล้างออกจากระบบ ด้วยอัตราที่มากกว่าการเกิด ดังนั้น จะไม่มีจุลชีพเหลืออยู่ในระบบ θ_c^s แทนค่า θ_c ที่ใช้ในการออกแบบและจะต้องมากกว่า θ_c^m อัตราส่วนของ θ_c^s/θ_c^m แทนค่าความปลอดภัยของระบบ (safety factor)

ประสิทธิภาพของระบบบำบัดทางชีววิทยา นิยามได้ว่า

$$E = (S_0 - S_1)100/S_0 \dots\dots\dots(21)$$

E = ประสิทธิภาพของระบบบำบัด, เปอร์เซ็นต์
(efficiency of waste treatment, percent)

S_0 = ความเข้มข้นของสารอาหารที่เข้าสู่ระบบ, มวล/ปริมาตร
(influent waste concentration, mass/volume)

S_1 = ความเข้มข้นของของเสียที่ออกจากระบบ, มวล/ปริมาตร
(effluent waste concentration, mass/volume)

จากสมการที่ (18) และ (20) เขียนใหม่ได้

$$1/\theta_c = akS/(K_s + S) - b \quad \dots\dots\dots(22)$$

จากสมการที่ (22) แทนค่าในสมการที่ (19)

$$u = 1/\theta_c \quad \dots\dots\dots(23)$$

เมื่อความเข้มข้นของสารอาหาร, S , มีค่ามาก ๆ จนไม่จำกัดการเพิ่มของมวลจุลชีพ จะทำให้ $K_s + S$ ในสมการที่ (22) เท่ากับ S ดังนั้นเขียนสมการใหม่ได้เป็น

$$1/\theta_c = ak - b \quad \dots\dots\dots(24)$$

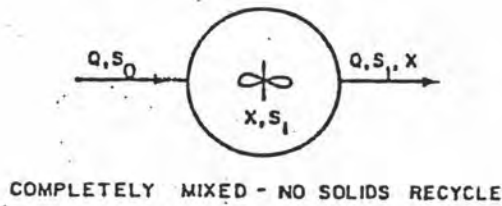
จากนิยามเมื่อภาวะสมดุลย์ มวลจุลชีพในระบบจะเท่ากับที่ออกจากระบบ

$$\theta_c = MV/MQ = \theta = HRT \quad \dots\dots\dots(25)$$

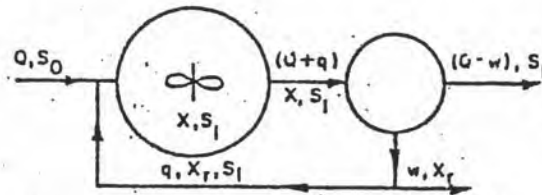
โดยที่ V = ปริมาตรของถังปฏิกริยา

Q = อัตราการไหลของของเสียผ่านระบบ

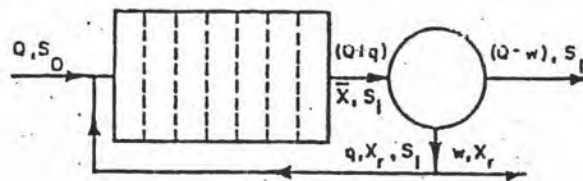
รูปที่ 3.14 เป็นแผนผังของการย่อยแบบต่าง ๆ และตารางที่ 3.10 สรุปค่าสูตรต่าง ๆ ที่ได้จากแบบจำลองจาก รูปที่ 3.14



COMPLETELY MIXED - NO SOLIDS RECYCLE



COMPLETELY MIXED - SOLIDS RECYCLE



PLUG FLOW - SOLIDS RECYCLE

SCHEMATIC REPRESENTATION OF THREE CONTINUOUS FLOW BIOLOGICAL WASTE TREATMENT PROCESSES

รูปที่ 3.14 แผนผังแสดงระบบการย่อยสลายแบบต่าง ๆ (Lawrence & McCarty, 1970)

SUMMARY OF STEADY STATE RELATIONSHIPS FOR BIOLOGICAL WASTE TREATMENT WITH SUSPENSIONS OF MICROORGANISMS

Characteristic (1)	Complete-mix system		Plug flow system with recycle ^a (4)
	Without recycle (2)	With recycle (3)	
Specific efficiency	$E_s = \frac{100(S_0 - S_1)}{S_0}$	$E_s = \frac{100(S_0 - S_1)}{S_0}$	$E_s = \frac{100(S_0 - S_1)}{S_0}$
Effluent waste concentration	$S_1 = \frac{K_s(1 + b\theta_c)}{\theta_c(\gamma_2 - b) - 1}$	$S_1 = \frac{K_s(1 + b(\theta_c))}{\theta_c(\gamma_2 - b) - 1}$	- ^b
Microorganism concentration in reactor	$X = \frac{Y(S_0 - S_1)}{1 + b\theta_c}$	$X = \frac{Y(S_0 - S_1)}{1 + b\theta_c} \frac{\theta_c}{\theta}$	$\bar{X} = \frac{Y(S_0 - S_1)}{1 + b\theta_c} \frac{\theta_c}{\theta}$
Excess microorganism production rate (mass per time)	$P_x = \frac{YQ(S_0 - S_1)}{1 + b\theta_c}$	$P_x = \frac{YQ(S_0 - S_1)}{1 + b\theta_c}$	$\bar{P}_x = \frac{YQ(S_0 - S_1)}{1 + b\theta_c}$
Hydraulic retention time (V/Q)	$\theta = \theta_c$	$\theta = \theta_c \left(1 + r - r \frac{X_r}{X}\right)$	$\theta = \theta_c \left(1 + r - r \frac{X_r}{X}\right)$
Solid retention times			
General	$(\theta_c)^{-1} = \frac{\gamma_2 S_0}{K_s + S_0} - b$	$(\theta_c)^{-1} = \frac{\gamma_2 S_0}{K_s + S_0} - b$	$(\theta_c)^{-1} = \frac{\gamma_2(S_0 - S_1)}{K_s \ln(S_0/S_1) + (S_0 - S_1)} - b$ ^c
Limiting minimum	$(\theta_c^*)_{\text{lim}} = (\gamma_2 - b)^{-1}$	$(\theta_c^*)_{\text{lim}} = (\gamma_2 - b)^{-1}$	- ^d

^a For situations in which reactor microbial mass concentration X is assumed constant.

^b No explicit solution for θ_c .

^c For situation in which recycle ratio r approaches zero see Eq. 26.

^d Not mathematically defined for this system.

ตารางที่ 3.10 สรุปความสัมพันธ์ของระบบการย่อยสลายแบบต่าง ๆ (Lawrence & McCarty, 1970)

3.9 การย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน

เรียบเรียงจาก Anaerobic Acidogenesis of Wastewater Sludge โดย Ghosh, Conrad & Klass, (1975)

3.9.1 ข้อดีและข้อเสียของการย่อยสลายแบบไร้อากาศแบบธรรมดา

การย่อยสลายแบบไร้อากาศ ได้เป็นวิธีที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในليبกว่าปีมานี้ เนื่องจากว่าระบบนี้มีคุณลักษณะดังนี้คือ

- 1 ความสามารถในการทำให้สารอินทรีย์เจือจางเป็นจำนวนมาก คงสภาพอยู่ได้ (stabilizing)
- 2 มีผลผลิตของมวลจุลชีพต่ำ
- 3 มีอัตราการฆ่าจุลชีพที่ทำให้เกิดโรคได้สูง
- 4 ตะกอนที่เหลือจากกระบวนการสามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้

ด้านที่น่าสนใจที่สุดของระบบนี้คือความสามารถเปลี่ยนคาร์บอนอินทรีย์ในสารที่ถูกบ้อน เข้าสู่ระบบ ให้เป็นก๊าซมีเทนเพื่อเป็นพลังงานทดแทน ในด้านการพัฒนาระบบ ไม่เพียงแต่เทคนิควิธีการเท่านั้น แต่ยังรวมถึงการผลิตก๊าซเพื่อเป็นก๊าซเชื้อเพลิงสำรองด้วย ดังนั้นความต้องการปรับปรุงระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศในปัจจุบัน จึงสำคัญกว่าแต่ก่อนมาก

แม้ว่าจะมีข้อดีหลายประการก็ตาม แต่ระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ก็ยังไม่เข้าถึงประสิทธิภาพสูงสุดที่พึงมี ซึ่งมีสาเหตุหลายประการคือ

- 1 การเปลี่ยนแปลงของการทำงานและการควบคุม
- 2 การขาดความรู้เกี่ยวกับด้านกายภาพ, เคมี และเคมีชีวะ ภายในระบบ
- 3 การใช้วิธีการทั่วไปของถังหมักในการควบคุมและออกแบบ
- 4 การใช้วิธีการออกแบบจากประสบการณ์เรียนรู้ (empirical design) ซึ่งไม่ได้มีพื้นฐานมาจากปฏิกิริยาจริงของระบบการหมัก

แม้ว่าปฏิกิริยาชีวะเคมีของระบบจะซับซ้อน แต่หลักใหญ่ของระบบ แบ่งเป็นสองขั้นตอน คือขึ้นอยู่กับ การเจริญเติบโต และการทำงานของกลุ่มจุลชีพ ซึ่งแตกต่างกัน ทั้งทางด้านกายภาพ, สารอาหารที่ต้องการ, ความสามารถทางจุลศาสตร์ และการตอบสนองต่อสภาพ

แวดล้อม โดยที่การทำงานอย่างมีประสิทธิภาพ ของการย่อยสลายแบบไร้อากาศอย่างธรรมดา (conventional) จะต้องให้จุลินทรีย์พวกสร้างกรดเติบโตอย่างสัมพันธ์กับจุลินทรีย์พวกที่สร้างมีเทน เพราะ ว่าถ้าขาดการสมดุลย์ของการทำงาน (balance of activities) ของกลุ่มจุลินทรีย์ทั้งสองแล้ว (ในความเป็นจริงแล้วจุลินทรีย์พวกที่สร้างกรด จะเติบโตได้เร็วกว่าพวกที่ผลิตก๊าซมีเทน) จะนำไปสู่ปัญหาในกระบวนการย่อยสลายได้

จากการพิจารณาสิ่งเหล่านี้ ทำให้วิศวกรออกแบบถังหมัก แบบขั้นตอนเดียว (single-phase) ที่จัดทำเพื่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน ซึ่งไวต่อสภาพแวดล้อม และเติบโตช้า ดังนั้นวิธีธรรมดาของการออกแบบถังหมัก และควบคุม สำหรับการเจริญเติบโตอย่างพร้อมกันของจุลินทรีย์พวกผลิตกรด และผลิตมีเทน ภายใต้เงื่อนไขสภาพแวดล้อมเดียวกัน จึงได้ถูกจัดขึ้น แต่จากข้อมูลที่ได้รับชี้ให้เห็นว่า การทำงานของจุลินทรีย์พวกผลิตกรด และพวกผลิตก๊าซ อาจจะไม่สามารถทำงานได้อย่างเต็มประสิทธิภาพ ภายใต้สภาพแวดล้อมดังกล่าว และเป็นไปได้ที่การออกแบบการทำงานดังกล่าว จะมีปัญหาด้านอุปกรณ์ ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพลดลง จนอาจจะทำให้การทำงานล้มเหลวได้ในที่สุด

3.9.2 การพัฒนาของระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน

จากการสังเกตพบความแตกต่างของการย่อยสลายของพวกที่สร้างกรด และพวกที่สร้างมีเทน จึงมีผู้วิจัยเสนอแนวคิดที่จะควบคุมระบบการหมักแบบไร้อากาศ โดยวิธีการแยกกลุ่มของจุลินทรีย์ทั้งสอง ด้วยการให้อยู่ในสภาพแวดล้อมที่ต่างกัน (Babbitt & Baumann, 1958; Schaumburg & Kirsch, 1966; Borchardt, 1967; Hammer & Borchardt, 1969; Ghosh & Pohland, 1971) ด้วยแนวความคิดที่จะจัดสภาพแวดล้อมที่แตกต่างกันอย่างเด่นชัด (optimum environments) ให้แก่กลุ่มจุลินทรีย์ทั้งสอง และอัตราการป้อนสารอาหาร ให้แต่ละกลุ่มสามารถที่จะถูกควบคุมได้ ซึ่งจะเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพ และความเชื่อถือได้ของระบบ วิธีการเช่นนี้ จะเป็นกระบวนการอย่างง่ายในการติดตาม และเป็นเทคนิคการควบคุมอย่างอัตโนมัติ

ประโยชน์ของการแยกขั้นตอนการทำงาน ได้ถูกสังเกตมานานแล้ว โดยในระยะเริ่มแรกเมื่อปี ค.ศ. 1958 Babbitt, Baumann ได้แนะนำว่าผลจากการยับยั้งต่อขั้นตอนการทำงานระหว่างขั้นตอนแรก ของการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ควรที่จะสามารถแก้ไขได้โดย

การแยกกระบวนการออกเป็นสองขั้นตอน หรือมากกว่า คำอธิบายนี้จำเป็นจะต้องเน้นว่า ไม่ควรเกิดความสับสนระหว่าง ระบบการย่อยสลายแบบธรรมดา (conventional) ที่ปรับปรุงให้ดูเหมือนมีสองขั้นตอน โดยขั้นแรก ทั้งแบคทีเรียที่ผลิตกรด และผลิตภัณฑ์อยู่ในขั้นตอนหลัก ที่จัดให้เกิดการเร่งการย่อยสลายขึ้นอย่างรวดเร็ว และขั้นตอนที่สองที่ตามมา ก็เป็นเพียงถังแยกตะกอนเพื่อการเวียนตะกอนกลับเท่านั้น

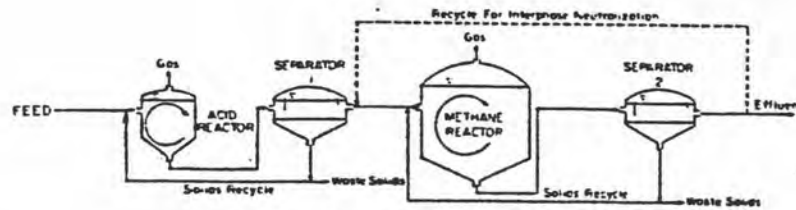
แต่ในทางตรงกันข้าม ระบบการย่อยสลายแบบสองขั้นตอนจะประกอบไปด้วยถังปฏิบัติการที่มีการควบคุมแยกจากกันสองถัง ต่อเรียงกันแบบอนุกรม ถังหนึ่งสำหรับการสร้างกรด ขณะที่อีกถังหนึ่งสำหรับการสร้างมีเทน สภาพแวดล้อมในถังหมักใบแรก จะมีสภาพที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของพวกผลิตกรด ขณะที่ถังหมักใบที่สอง รับผลผลิตจากถังหมักใบแรก และถูกออกแบบ ให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เป็นที่สุด (optimum) สำหรับพวกผลิตมีเทน การเวียนตะกอนกลับจะจัดให้มีได้ในแต่ละถัง เช่นเดียวกับวิธีการของ anaerobic contact process ขนาดของถังหมัก และอัตราการเวียนกลับที่เหมาะสมสำหรับแต่ละขั้นตอน ขึ้นอยู่กับการเติบโตทางจุลศาสตร์ของแต่ละกลุ่มจุลินทรีย์

เนื่องจากว่ากรดโวลาทิลเป็นผลผลิตหลัก ของขั้นตอนแรก ดังนั้นการควบคุมพีเอช ในขั้นตอนที่สองอาจจะเป็นสิ่งจำเป็น เมื่อความสามารถในการบัฟเฟอร์เกินขีดจำกัด การควบคุมในถังหมักมีเทนดังกล่าว ควรจัดให้มีโดยการทำให้เป็นกลางจากภายนอก ของสารอาหารที่จะเข้าถังหมัก หรือโดยการให้มีการเวียนกลับของส่วนเกินที่ออกจากขั้นตอนที่สอง แบบจำลองทางกายภาพของกระบวนการแบบสองขั้นตอนอย่างสมบูรณ์ แสดงตามรูปที่ 3.15 (Ghosh et al., 1975)

3.9.3 ข้อดีและข้อเสียของระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน

การย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอนมีข้อได้เปรียบหลายอย่าง เมื่อเทียบกับกระบวนการย่อยสลายแบบธรรมดา และแบบอัตราสูง (conventional standard and high-rate process) ซึ่งได้แก่

- 1 สามารถที่จะดำรงสภาพแวดล้อมที่สุด (optimum environment) สำหรับแต่ละกลุ่มของจุลินทรีย์ในถังหมักได้



Physical model of the two-phase anaerobic digestion process.

รูปที่ 3.15 แบบจำลองทางกายภาพของกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน (Ghosh et al., 1975)

- 2 สามารถลดขนาดของถังหมักได้ ซึ่งผลที่ตามมาคือ ประหยัดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้าง และควบคุม
- 3 มีอัตราการทำให้ของแข็งคงสภาพ (solids stabilization) สูง และอัตราของผลผลิตก๊าซขั้นสุดท้าย มีเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนสูง
- 4 ลดความต้องการความร้อน (พลังงาน) ที่ต้องการและเพิ่มประสิทธิภาพทางความร้อนให้สูงขึ้น
- 5 เหมาะสำหรับการติดตั้งร่วมกับระบบบำบัดที่มีอยู่แล้ว โดยมีค่าใช้จ่ายในการลงทุนต่ำ
- 6 ลดองค์ประกอบของไนโตรเจน ของน้ำเสียที่ออกจากระบบ ด้วยการละลายน้ำ และเกิด denitrification ของน้ำเสียที่บ่อน้ำเข้าสู่ถังหมักกรด

ข้อเสียที่สำคัญของระบบแบบไร้อากาศสองขั้นตอนคือ

- 1 ต้องมีการควบคุมด้วยผู้เชี่ยวชาญ (need for skill operation)
- 2 ต้องมีอุปกรณ์เพิ่มขึ้นเพื่อใช้สำหรับติดตาม ตรวจสอบ และควบคุม (increased instrumentation for monitoring and control)

ค่าใช้จ่ายในการควบคุม ของระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน อาจจะไม่สูงกว่า (บางทีอาจจะต่ำกว่าในหลายเงื่อนไข) ระบบแบบธรรมดา เพราะค่าใช้จ่าย

ที่สูงกว่าของอุปกรณ์ประกอบ รวมทั้งค่าแรงงานที่สูงกว่า อาจจะถูกชดเชยจากการต้องการความร้อน (พลังงาน) น้อยลง และค่าลงทุนครั้งแรกที่ต่ำกว่า

3.9.4 วิธีการแยกขั้นตอนการทำงาน

จุดประสงค์ของการแยกทางกายภาพของแบคทีเรียที่สร้างกรด และแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ก็เพื่อที่จะคงสภาพความหนาแน่น ของแบคทีเรียทั้งสองชนิดให้แยกกัน ในแต่ละถังหมัก เพื่อให้การเจริญเติบโตเกิดขึ้นอย่างสูงสุด ทั้งของพวกสร้างกรด และพวกสร้างมีเทน ด้วยวิธีการควบคุมที่แยกกัน โดยการใช้อุณหภูมิที่ต่างกันของจุลชีพทั้งสองกลุ่มในการควบคุม ดังนั้นวิธีการแยกขั้นตอน ไม่ได้หมายถึงการแยกกันอย่างเด็ดขาดของสายพันธุ์ (species) ของพวกที่สร้างมีเทนทั้งหมดออกจากถังหมักกรด และในทางกลับกัน การแยกอย่างสมบูรณ์บางทีอาจจะเป็นสิ่งที่ไม่ต้องการ

Zeikus, (1979) กล่าวว่า การแยกจุลชีพทั้งสองกลุ่มออกจากกันอย่างเด็ดขาด อาจจะเป็นสิ่งที่ไม่เหมาะสม เช่นในระบบสองขั้นตอน เนื่องจากว่าอาจจะเกิดการเปลี่ยนแปลง ของสภาพสมดุลย์ของระดับการย่อยสลายระหว่างกลางได้ ซึ่งจะก่อให้เกิดการเพิ่มของ H_2 และ/หรือความเข้มข้นของโปรตอน ที่จะเป็นพิษต่อกลุ่มจุลชีพ และอาจจะสามารถสร้างเงื่อนไขทางจลศาสตร์ความร้อน (thermodynamically) ที่ไม่เหมาะสมต่อกระบวนการย่อยสลายของกรดอินทรีย์ได้

ขั้นตอนการแยกอาจจะทำให้สำเร็จลงได้ โดยวิธีไดอะไลซิส (dialysis technique) ที่แนะนำโดย Hammer & Borchardt (1969) และ Schaumburg & Kirsh (1966) โดยการเลือกเติมสารที่เป็นตัวยับยั้ง ต่อแต่ละกลุ่มจุลชีพ (ตัวอย่างเช่น ออกซิเจน, ไนเตรด, ซัลเฟต หรือโลหะ) หรือโดยการทำสมดุลย์ทางพลังงาน (balancing the potential) (Borchardt, 1967) อย่างไรก็ตาม ความยากในการควบคุมด้วย dialysis membrane หรือความไม่แน่นอนของการใช้ความเข้มข้นของตัวยับยั้ง และวิธีทางสมดุลย์พลังงาน ทำให้วิธีเหล่านี้ไม่เป็นที่น่าสนใจ เมื่อเปรียบเทียบกับวิธีที่เสนอแนะโดย Pohland & Ghosh (1971 a, b) และ Ghosh (1971) ซึ่งดูเหมือนว่าจะเป็นไปได้ในทางปฏิบัติ และสามารถปรับให้เข้ากับระบบย่อยสลาย single-phase ที่มีอยู่ได้ด้วย วิธีนี้คือใช้หลักการของ จลศาสตร์

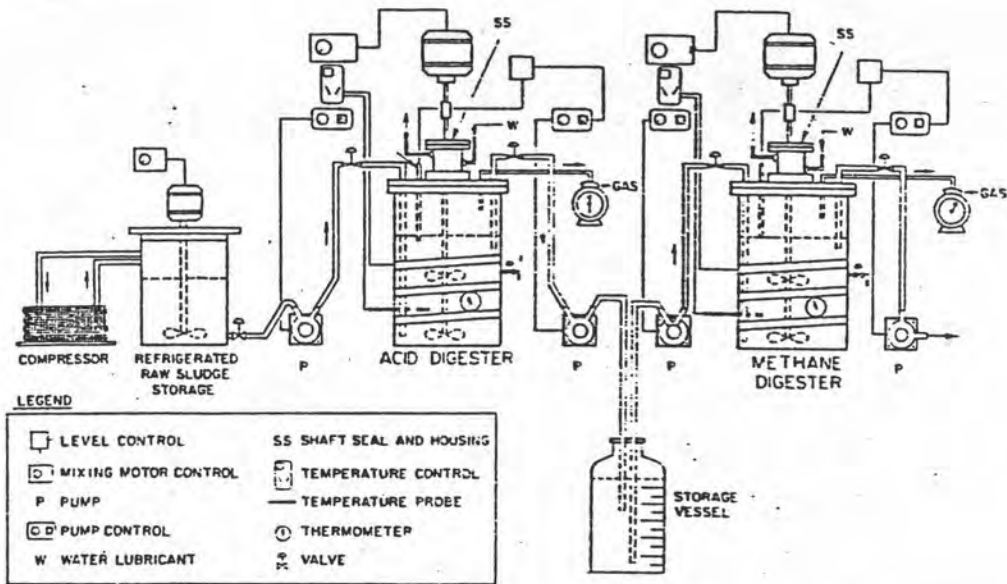
ของประชากร (population dynamics) ที่อธิบายโดย Ghosh & Pohland (1971) และเกี่ยวกับการประยุกต์ทางจุลศาสตร์ชีว (biokinetic) เพื่อเลือกความดัน หรือการควบคุมทางจุลศาสตร์ ในแต่ละขั้นตอนการย่อยสลาย โดยปรับการควบคุมของอัตราการเจริญ (การบ่อนสารอาหาร) และอัตราการเวียนกลับ ดังนั้นโดยการควบคุมตัวแปรต่าง ๆ อย่างเหมาะสม ก็เป็นไปได้ที่จะป้องกันการเติบโตอย่างเด่นชัด ของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน และขณะเดียวกันก็จะทำให้เกิดกรดอย่างมากที่สุด ของระบบการบ่อนในถังหมักใบแรก ซึ่งสิ่งที่ได้รับต่อมาก็คือ การขาดขวางการเจริญเติบโตของพวกผลิตกรด แต่จะเร่งเร้าพวกผลิตมีเทน ในถังหมักใบที่สอง และถ้าต้องการเพิ่มมวลจุลินทรีย์ทั้งสอง ก็ทำได้โดยการเวียนตะกอนกลับในแต่ละถังหมัก

3.9.5 การศึกษาที่ผ่านมาและการนำไปใช้งาน

Pohland & Ghosh (1971 a, b) ได้แสดงการศึกษาถึงความเป็นไปได้ของการแยกขั้นตอน โดยควบคุมทางจุลศาสตร์ด้วยการใช้สารอาหารละลายอย่างง่ายคือ กลูโคส แต่อย่างไรก็ตามไม่ได้แสดงวิธีการประยุกต์เทคนิค ไปเป็นการย่อยสลายแบบสองขั้นตอน

Ghosh, Conrad & Klass (1975) ศึกษาการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน โดยใช้ตะกอนที่ได้จากระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ ที่นำมาจาก Stickney Plant of the Metropolitan Sanitary District of Greater Chicago เป็นสารอาหาร โดยจัดอุปกรณ์การทดลองในห้องปฏิบัติการ ตามรูปที่ 3.16 และได้สรุปการทดลองว่า ระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน อาจจะลดเวลาการทำงานลงได้ครึ่งหนึ่ง ของการหมักในถังหมักแบบอัตราสูง (high-rate digester) และมีอัตราการทำให้ตะกอนอยู่ในสภาวะคงที่ด้วยอัตราที่สูงกว่า จึงเป็นการพิสูจน์ว่า การแยกเป็นสองขั้นตอนสามารถทำได้ โดยที่กลุ่มของจุลินทรีย์ทั้งสองสามารถทำงานได้ในอัตราที่สูงที่สุดของแต่ละชนิด ซึ่งเป็นผลให้ประสิทธิภาพรวมของระบบทั้งหมดดีขึ้น

Pohland & Massey (1975) ได้ใช้กลูโคสเป็นสารอาหาร ในการศึกษาพฤติกรรมของการย่อยสลายแบบสองขั้นตอน เพื่อหาค่าทางจุลศาสตร์ โดยมีแผนผังการทดลองตามรูปที่ 3.17 และเสนอแนะว่าควรหลีกเลี่ยงการให้ถังหมักกรดมีระยะเวลาการหมักต่ำมาก ๆ หรือการเวียนตะกอนกลับ เพราะการกระทำดังกล่าว จะมีผลทำให้ความเข้มข้นของสารอาหาร



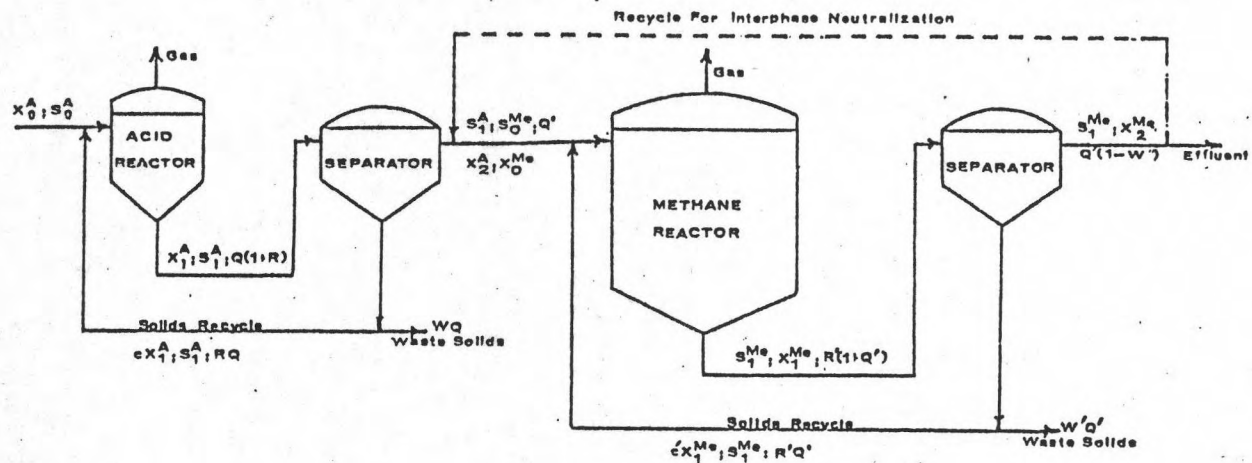
Laboratory two-phase sludge digestion system.

รูปที่ 3.16 ชุดอุปกรณ์การทดลองการหมักแบบสองขั้นตอนของ Ghosh et al. (1975)

ที่ออกจากถังหมักกรดมีมาก และทำให้เกิดกระบวนการผลิตกรด ในถังหมักก๊าซได้

Ghosh, Ombregt, Deproost & Pipyn (1982) ได้เสนอรายงานการศึกษาและเปรียบเทียบวิธี conventional high-rate digestion กับวิธี two-phase anaerobic digestion โดยใช้ soft-drink-bottling wastes เป็นสารอาหาร พบว่าระบบแบบสองขั้นตอนมีประสิทธิภาพสูงกว่า คือใช้ระยะเวลาในการหมักสั้นกว่า และผลผลิตพลังงานรวม (net energy production) ก็สูงกว่าด้วย รูปที่ 3.18 เป็นแผนผังการทดลองที่ใช้ในการทดลอง

สำหรับการนำไปใช้งาน ของระบบการหมักแบบไร้อากาศสองขั้นตอน ทั้งที่เป็นโครงการนำร่อง และโรงงานบำบัดเต็มรูป แสดงไว้ในตารางที่ 3.11 (Ghosh et al., 1982) และสำหรับประเทศไทยได้มีการนำระบบการหมักแบบไร้อากาศสองขั้นตอนมาใช้ ในการกำจัดน้ำเสียที่เกิดจากโรงงานสุราของกรมสรรพสามิต ซึ่งกลุ่มสุราก็เป็นผู้ดำเนินการทั้งหมด 12 โรง ทั่วประเทศ (รูปที่ 3.19) โดยจากการศึกษาคาดว่า จะสามารถทำลายอินทรีย์สารได้รวดเร็วภายใน 6-7 วัน จากค่าซีโอดี 130,000 มก/ล ลงให้เหลือราว 10,000 มก/ล



KINETIC MODELS:

ACID REACTOR

$$\mu_A = \frac{1 \cdot R(1-c)}{\theta_1}$$

$$s_1^A = \frac{K_A(1+R(1-c))}{\theta_1 \mu_A - (1+R(1-c))}$$

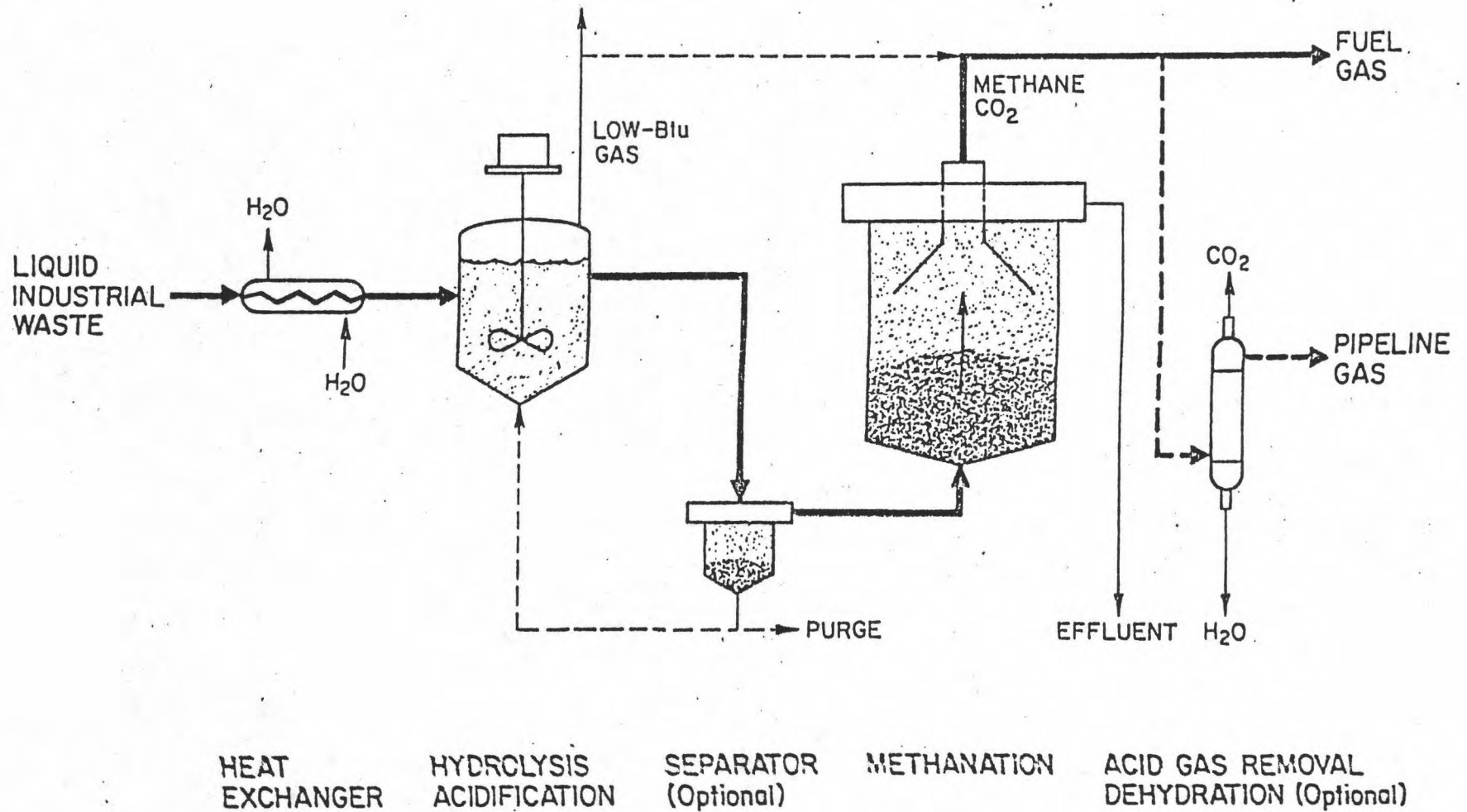
METHANE REACTOR

$$\mu_{Me} = \frac{1 \cdot R'(1-c')}{\theta_2}$$

$$s_1^{Me} = \frac{K_{Me}(1+R'(1-c'))}{\theta_2 \mu_{Me} - (1+R'(1-c'))}$$

PROPOSED TWO PHASE ANAEROBIC DIGESTION PROCESS

รูปที่ 3.17 แผนผังการทดลองการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอนของ Pohland & Massey (1975)



A82010101

THE ANTHANE-ANODEK PROCESS®

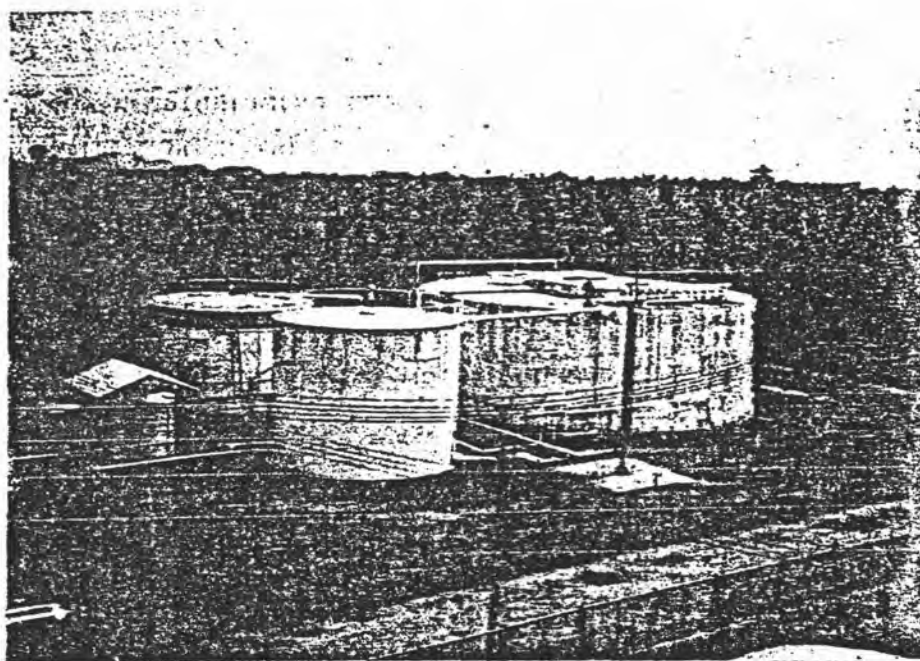
รูปที่ 3.18 แผนผังการทดลองการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอนของ Ghosh et al. (1982)

ตารางที่ 3.11 ตารางรวบรวมการใช้งานของระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศสองขั้นตอน
ทั้งที่เป็นโครงการนำร่อง และโรงงานเต็มรูป

TWO-PHASE PILOT- AND FULL-SCALE PLANTS				
<u>Year Started</u>	<u>Industry</u>	<u>Location</u>	<u>Type</u>	<u>Capacity, kg COD/day</u>
1977	Distillery (enzyme & alcohol)	Belgium	Pilot	180
1980	Beet Sugar	W. Germany	Pilot	45
	Distillery (yeast & alcohol)	Belgium	Pilot	135
1981	Beet Sugar	Belgium	Pilot	170
	Citric Acid	W. Germany	Pilot	120
	Beet Sugar	W. Germany	Pilot	45
1980	Flax Retting	Belgium	Full-Scale	350
1982	Starch-to-Glucose	W. Germany	Full-Scale (being de- signed)	20000

TWO-PHASE PILOT- AND FULL-SCALE
PLANT PERFORMANCE DATA

	<u>Pilot</u>			<u>Full-Scale</u>	<u>Bench-Scale</u>
	<u>Enzyme & Alcohol</u>	<u>Beet Sugar</u>	<u>Yeast & Alcohol</u>	<u>Flax Retting</u>	<u>Soft Drink</u>
COD in, mg/l	10,000	6,000	32,000	7,000	45,000
Loading, kg COD/m ³ -day	4.1	10.8	11.6	10.0	6.1
HRT, hrs	58	13.3	66	17	178
GPR, std. vol/vol-day	1.68	7.16	8.43	4.22	2.90
Gas yield, std m ³ /kg COD added	0.41	0.66	0.73	0.42	0.48
COD removal, %	79	90	72	87	96
BOD removal, %	88	93	88	93	-



รูปที่ 3.19 ถังไบโอแก๊สใช้ในการหมักน้ำกากส่าเพื่อให้ได้แก๊สมีเทนสำหรับโรงงานสุรา 12 โรงในประเทศไทย (สุจินต์ พนาปวุฒิกุล, 2529)

ไบโอแก๊สที่ได้จะมีประมาณ 27.5 ลบ.ม/ลบ.ม ของน้ำกากส่า และไบโอแก๊ส 1 ลบ.ม จะให้ความร้อนเทียบเท่ากับน้ำมันเตาประมาณ 20 ลิตร ระบบจะป้องกันปัญหาของกลิ่นเหม็นของน้ำเสียได้ น้ำกากส่าที่ผ่านการหมักแล้ว จะนำไปใช้ประโยชน์ต่าง ๆ อีกต่อหนึ่งแบบ waste-utilization ผลประโยชน์ที่ได้จากระบบ เมื่อหักค่าใช้จ่ายแล้ว จะเป็นเงินตอบแทนประมาณ 80 บาท/ลบ.ม ของน้ำกากส่า และจะคุ้มทุนภายใน 3-5 ปี (สุจินต์ พนาปวุฒิกุล, 2528, 2529) แต่ปรากฏว่าปัจจุบันยังมีปัญหาในการทำงานของระบบ (ไทยรัฐ, 7 สิงหาคม 2530, ภาคผนวก ข)

3.9.6 การศึกษาทางจุลศาสตร์ (Pohland & Massey, 1975)

สมการที่ใช้อธิบาย การเจริญเติบโตของจุลชีพ ระหว่างการใช้สารอาหาร สามารถที่จะเขียนขึ้นได้จากการทำสมดุลมวล (mass balance) ในถังหมักกรด และในถังตกตะกอน ตามที่แสดงในรูปที่ 3.17 โดยที่สมดุลย์จุลชีพสำหรับถังหมักกรด เขียนได้ดังนี้

$$V_1 \left(\frac{dx}{dt} \right)_{net} = QX_0^A + RQX_r^A + V_1 \left(\frac{dx}{dt} \right)_{growth} - Q(1+R)X_1^A \dots (26)$$

โดยที่

V_1 = ปริมาตรของถังหมักกรด

X_0^{\wedge} = ความเข้มข้นของจุลชีพสร้างกรดในน้ำเข้า

X_1^{\wedge} = ความเข้มข้นของจุลชีพสร้างกรดในน้ำออก

X_r^{\wedge} = ความเข้มข้นของจุลชีพสร้างกรดในน้ำที่ไหลเวียน

Q = อัตราการไหลเข้า

R = อัตราส่วนการเวียนกลับของ Q

สมมติเงื่อนไขคงที่ จะได้ว่าน้ำที่ไหลเข้าจะไม่มีจุลชีพสร้างกรด และให้ $\theta_1 = V_1/Q$ หรือคือค่าระยะเวลาการหมัก, สมการที่ (26) จัดใหม่ได้เป็น

$$\frac{(1+R)X_1^{\wedge}}{\theta_1} - \frac{RX_r^{\wedge}}{\theta_1} = \left(\frac{dx}{dt}\right)_{\text{growth}} \dots \dots \dots (27)$$

ให้ u_A เป็นอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลชีพสร้างกรด ดังนั้นสมการของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของจุลชีพจะเป็น

$$\left(\frac{dx}{dt}\right)_{\text{growth}} = u_A X_1^{\wedge} \dots \dots \dots (28)$$

แทนค่าลงในสมการ (27) และให้ อัตราส่วนความเข้มข้น $c = X_r^{\wedge}/X_1^{\wedge}$ เขียนสมการใหม่ได้

$$u_A = \frac{1+R(1-c)}{\theta_1} \dots \dots \dots (29)$$

สมการสำหรับสมดุลของสารอาหารในถังหมักกรด โดยสมมติว่าไม่มีการเปลี่ยนแปลงในถังตกตะกอนจะได้

$$\left(\frac{ds}{dt}\right)_{net} = S_o \hat{Q} + RQS_1 \hat{Q} - V_1 \left(\frac{ds}{dt}\right)_{growth} - Q(1 + R)S_1 \hat{Q} \dots (30)$$

โดยที่ $S_o \hat{Q}$ = ความเข้มข้นของสารอาหารสำหรับจุลชีพสร้างกรดในน้ำเข้า

$S_1 \hat{Q}$ = ความเข้มข้นของสารอาหารสำหรับจุลชีพสร้างกรดในน้ำออก



ที่เงื่อนไขคงที่ และแทนค่าระยะเวลาการหมัก สมการที่ (30) จะเขียนได้

$$\left(\frac{ds}{dt}\right)_{growth} = \frac{S_o \hat{Q}}{\theta_1} - \frac{S_1 \hat{Q}}{\theta_1} \dots \dots \dots (31)$$

และตามที่เสนอโดย Monod (1949) ที่กล่าวว่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ ของจุลชีพสร้างกรด ไม่เป็นแต่เพียงฟังก์ชันของความเข้มข้นของจุลชีพ แต่ยังมีพันธ์กับความเข้มข้นของสารอาหาร และเขียนได้เป็น

$$u_A = u_A^m \frac{S_o \hat{Q}}{K_A + S_o \hat{Q}} \dots \dots \dots (32)$$

โดยที่ u_A^m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด
(maximum specific growth rate)

K_A = ค่าคงที่อิ่มตัว (saturation constant)

ดังนั้นสมการระหว่างผลผลิตจุลชีพ และการใช้สารอาหารเขียนได้

$$\frac{dx}{dt} = -Y_A \left(\frac{ds}{dt}\right) \dots \dots \dots (33)$$

โดยที่ Y = สัมประสิทธิ์การใช้ประโยชน์สูงสุด (yield coefficient)

$$= \frac{\text{Weight of organisms formed}}{\text{Weight of limiting substrate utilized}}$$

แทนค่าสมการที่ (28) และ (33) ในสมการที่ (31) และจัดใหม่ได้

$$\frac{S_0^A}{\theta_1} - \frac{S_1^A}{\theta_1} = \frac{u_A X_1^A}{Y_A} \dots\dots\dots(34)$$

รวมสมการที่ (34) และ (29) เข้าด้วยกันเขียนใหม่ได้ เป็นความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังหมักกรด เท่ากับ

$$X_1^A = \frac{Y_A (S_0^A - S_1^A)}{1 + R(1 - C)} \dots\dots\dots(35)$$

และเช่นเดียวกัน โดยการรวมสมการที่ (29) ด้วย (32) จะได้ความเข้มข้นของสารอาหารในถังหมักกรดเท่ากับ

$$S_1^A = \frac{K_A [1 + R(1 - c)]}{\theta_1 u_A^m - [1 + R(1 - c)]} \dots\dots\dots(36)$$

ด้วยเหตุผลและวิธีการเดียวกันสำหรับในถังหมักก๊าซ ก็จะได้สมการของความเข้มข้นของจุลินทรีย์ และสารอาหารในถังหมักก๊าซเป็น

$$X_1^{M=} = \frac{Y_{M=} (S_0^{M=} - S_1^{M=})}{1 + R' (1 - c')} \dots\dots\dots(37)$$

และ

$$S_1^{M=} = \frac{K_{M=} [1 + R'(1 - c')]}{\theta_2 u_{M=}^m - [1 + R'(1 - c')]} \dots\dots\dots(38)$$