

## บทที่ 3

## ทฤษฎีและแนวความคิด

## 3.1 ชีวเคมีและจุลชีววิทยาของกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน

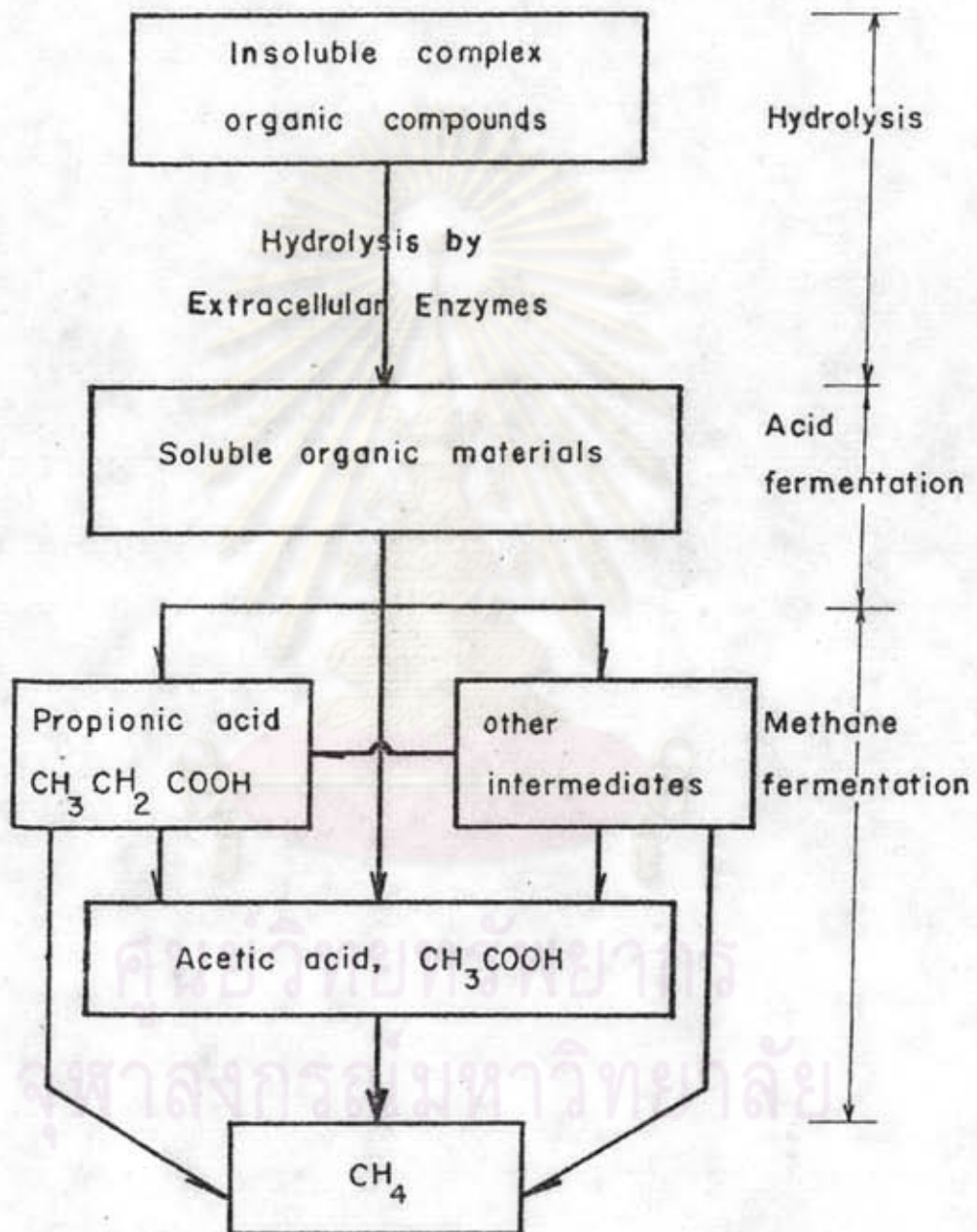
ในปัจจุบั้นจากการศึกษาทางด้านจุลชีวและเคมีของการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน สามารถแบ่งขั้นตอนการย่อยสลายได้อย่างเหมาะสม เป็น 3 ขั้นตอนดังแสดงในรูปที่ 3.1 คือ ขบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ขบวนการสร้างกรด (Acidogenesis) และขบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis)

3.1.1 ขบวนการไฮโดรไลซิส

ขบวนการนี้อาจเรียกอีกอย่างหนึ่งว่า ขบวนการแตกสลายโพลีเมอร์ (polymer break-down) ในขั้นนี้สารประกอบอินทรีย์ประเภทซับซ้อนทั้งที่ไม่ละลายน้ำและละลายน้ำ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน จะถูกทำให้ละลายน้ำโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ซึ่งใช้เอนไซม์ (enzyme) ที่ขับออกมาสู่ภายนอกเซลล์ของแบคทีเรียเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ผลของปฏิกิริยาได้เป็นสารประกอบอินทรีย์ที่ไม่ซับซ้อนและละลายน้ำได้ เช่น น้ำตาลกลูโคส กรดอะมิโน กรดไขมัน ขั้นขบวนการนี้เป็นเพียงการเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ที่ซับซ้อนไปเป็นสารประกอบอินทรีย์อย่างง่าย ๆ ยังไม่มีการลดซีไอดีแต่อย่างใด

3.1.2 ขบวนการสร้างกรด

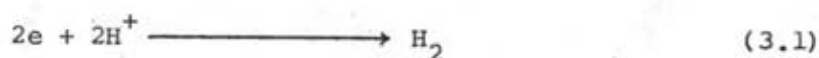
สารประกอบอินทรีย์อย่างง่ายที่ละลายน้ำ ที่สร้างขึ้นโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสเหล่านี้จะถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานของแบคทีเรียพวก ฟาคอลเททิฟ (facultative) และแอนแอโรบิก (anaerobic) โดยขบวนการเฟอร์เมนเทชัน (fermentation) ผลปฏิกิริยาของขบวนการเฟอร์เมนเทชัน มีทั้งพวกที่อยู่ในรูป ออกซิโดส์ และรูปรีดิวส์ ส่วนที่เป็นรูป ออกซิโดส์ ส่วนใหญ่จะเป็นกรดไวลาไทล์ (volatile acid) ที่มีคาร์บอนไม่เกิน 5 ตัว เช่น กรดอะซิติก (acetic acid) กรดโพรไพโอนิก (propionic acid) กรดบิวไทริก (butyric acid) กรดแวลเลริก (valeric acid) และกรดคาโปรอิก (caproic acid) แบคทีเรียที่รับ



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในถังหมัก<sup>(1)</sup>

คิดชอบในขั้นขบวนการนี้เรียกว่า แแบคทีเรียพวกสร้างกรด (acid former) หรือ non-methanogenic bacteria ดูตารางที่ 3.1 ส่วนผลปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปรีดิวซ์ขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรียและสภาพแวดล้อมของปฏิกิริยา ยกตัวอย่างเช่น แแบคทีเรียที่สร้างกรดมางชนิดสามารถใช้ไฮโดรเจนไอออนเป็นสารรับอิเล็กตรอนแทนสารอินทรีย์ได้ ทำให้เกิดไฮโดรเจนโมเลกุลขึ้นมา ในกรณีเช่นนี้ ผลปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปรีดิวซ์ตัวอื่น ๆ (เช่น แอลกอฮอล์) ไม่เกิดขึ้นหรือเกิดขึ้นเล็กน้อย แต่ถ้าในกรณีที่ไมสร้างไฮโดรเจนโมเลกุลขึ้นมา แแบคทีเรียเหล่านี้จะต้องใช้สารประกอบอินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ทำให้เกิดผลปฏิกิริยาในรูปรีดิวซ์ตัวอื่น ๆ เช่น บิวทานอล เอทานอล หรือกรดแลคติก เป็นต้น นอกจากนี้แบคทีเรียบางชนิดสามารถที่จะสร้างกรดอะซิติก กรดฟอร์มิก คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจนโมเลกุล ได้จากกรดเวลาโทล์อื่น ๆ ที่มีขนาดใหญ่กว่ากรดอะซิติก หรือผลปฏิกิริยาในรูปรีดิวซ์ตัวอื่น ๆ ที่เกิดขึ้นในปฏิกิริยาครั้งแรก ๆ (ดูรูปที่ 3.1 ประกอบ) ปฏิกิริยาของแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนเรียกว่า ไฮโดรจีเนเจนิซิส (Hydrogenogenesis)

อันที่จริงแล้ว เรายังไม่สามารถแยกความแตกต่างระหว่างแบคทีเรียที่สร้างกรดและแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนได้อย่างชัดเจน ด้วยเหตุที่ว่าแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนมักสร้างกรดได้ด้วย แต่แบคทีเรียที่สร้างกรดอาจไม่สามารถสร้างไฮโดรเจน เราจึงอาจจัดว่าแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนเป็นชนิดหนึ่งของแบคทีเรียที่สร้างกรด อย่างไรก็ตามแบคทีเรียทั้งสองชนิดนี้อาจเรียกรวมกันได้ว่าเป็น non-methanogenic bacteria ซึ่งผลปฏิกิริยาสุดท้ายจาก เมตาบอลิซึมของแบคทีเรียเหล่านี้คือ กรดฟอร์มิก กรดอะซิติก ก๊าซไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ ถ้าไม่มีการสร้างไฮโดรเจนเกิดขึ้น น้ำเสียที่ผ่านขั้นตอนนี้จะยังมีสับสเตรท (substrate) เหลืออยู่เกือบเท่าเดิม การที่สับสเตรทถูกกำจัดออกไปเป็นส่วนน้อยมากเพราะอิเล็กตรอนที่อยู่ในสับสเตรทจะถูกส่งต่อไปยังสารอินทรีย์ที่ยังคงอยู่ในน้ำเสีย ส่วนของสับสเตรทที่ลดน้อยลงไป มักจะมาจากการสูญเสียประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ (microbial inefficiency) ในระหว่างที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารอินทรีย์เท่านั้น อย่างไรก็ตามเมื่อมีการสร้างไฮโดรเจน อิเล็กตรอนจะถูกส่งผ่านไปให้กับไฮโดรเจนไอออน ทำให้กลายเป็นก๊าซไฮโดรเจนหนีออกจากระบบ ดังสมการ (3.1)





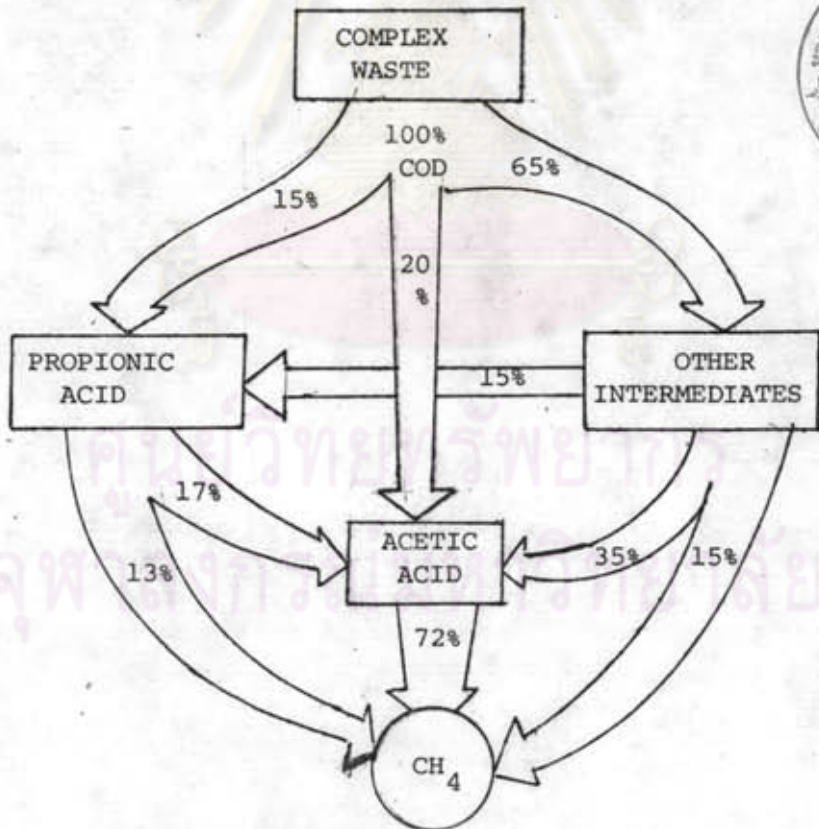
ตารางที่ 3.1 Non-Methanogenic Bacteria ที่พบในถังหมัก ( 2 )

Genus	Bacterial species	Reference
<i>Aerobacter</i>	<i>A. aerogenes</i>	TOERIEH (1967a)
<i>Aeromonas</i>	<i>Aeromonas</i> sp.	KOTZE <i>et al.</i> (1968)
<i>Alicigenes</i>	<i>A. bookerii</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>A. faecalis</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962), TOERIEH (1967b)
	<i>A. viscolactis</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962)
	<i>Alicigenes</i> sp.	KOTZE <i>et al.</i> (1968)
<i>Bacillus</i>	<i>B. cereus</i>	HATTINGH <i>et al.</i> (1967), TOERIEH (1967a,b)
	<i>B. cereus</i> var. <i>mycoides</i>	HATTINGH <i>et al.</i> (1967), TOERIEH (1967a,b)
	<i>B. circulans</i>	TOERIEH (1967a,b)
	<i>B. endorhynchus</i>	BUCK <i>et al.</i> (1954)
	<i>B. firmus</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>B. kniefelkampii</i>	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK <i>et al.</i> (1966)
	<i>B. megaterium</i>	HATTINGH <i>et al.</i> (1967), TOERIEH (1967a, b)
	<i>B. pantothenicus</i>	HATTINGH <i>et al.</i> (1967)
	<i>B. pumilus</i>	HATTINGH <i>et al.</i> (1967), TOERIEH (1967b)
	<i>B. sphaericus</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>B. subtilis</i>	TOERIEH (1967a)
	<i>Bacillus</i> sp.	TOERIEH (1967a)
<i>Bacteroides</i>	<i>Bacteroides</i> sp.	POST <i>et al.</i> (1967)
<i>Clostridium</i>	<i>C. aminovalericum</i>	HARDMAN and STADTMAN (1960)
	<i>C. carnosotridium</i>	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK <i>et al.</i> (1966)
<i>Escherichia</i>	<i>E. coli</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962), COOKSON and BURBANK (1965) BURBANK <i>et al.</i> (1966), TOERIEH (1967b)
	<i>E. intermedia</i>	TOERIEH (1967a)
	<i>Escherichia</i> sp.	KOTZE <i>et al.</i> (1968)
<i>Klebsiella</i>	<i>Klebsiella</i> sp.	BURBANK <i>et al.</i> (1966)
<i>Leptospira</i>	<i>L. biflexa</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>Leptospira</i> sp.	MAKI (1954)
<i>Micrococcus</i>	<i>M. candidus</i>	TOERIEH (1967a, b)
	<i>M. luteus</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>M. varians</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962), TOERIEH (1967a, b)
	<i>M. ureae</i>	TOERIEH (1967a, b)
	<i>Micrococcus</i> sp.	KOTZE <i>et al.</i> (1968)
<i>Netseria</i>	<i>N. catarrhalis</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962)
<i>Paracolobactrum</i>	<i>P. intermedium</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>P. vuliforme</i>	TOERIEH (1967b)
<i>Proteus</i>	<i>P. vulgaris</i>	TOERIEH (1967b)
<i>Pseudomonas</i>	<i>P. aeruginosa</i>	TOERIEH (1967a)
	<i>P. ambigua</i>	TOERIEH (1967a)
	<i>P. denitrificans</i>	BURBANK <i>et al.</i> (1966)
	<i>P. oleovorans</i>	TOERIEH (1967a)
	<i>P. perolens</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>P. pseudomallei</i>	TOERIEH (1967a)
	<i>P. reptilivora</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962), TOERIEH (1967b)
	<i>P. riboflavina</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>Pseudomonas</i> spp.	BURBANK <i>et al.</i> (1966), HATTINGH <i>et al.</i> (1967)
<i>Rhodo, pseudomonas</i>	<i>R. palustris</i>	KOTZE <i>et al.</i> (1968), TOERIEH (1967a, b)
<i>Sarcina</i>	<i>S. cooksonii</i>	TOERIEH (1967b)
	<i>S. lutea</i>	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK <i>et al.</i> (1966)
<i>Serratia</i>	<i>S. indicans</i>	MCCARTY <i>et al.</i> (1962)
<i>Streptococcus</i>	<i>S. diploides</i>	BURBANK <i>et al.</i> (1966)
<i>Streptomyces</i>	<i>S. diploides</i>	BUCK <i>et al.</i> (1953)
	<i>S. bikiniensis</i>	TOERIEH (1967b)

การสร้างไฮโดรเจนจึงเป็นการลดจำนวนอิเล็กตรอนของสับสเตรททำให้สถานะออกซิเดชัน (oxidation state) ลดลงซึ่งเป็นการลดปริมาณสับสเตรทนั่นเอง

3.1.3 ขบวนการสร้างมีเทน

กรดอินทรีย์ที่เกิดจากขบวนการที่ 2 จะกลายเป็นสับสเตรทสำหรับกลุ่มแบคทีเรียชนิดที่ต้องอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ (obligate anaerobic bacteria) ซึ่งแบคทีเรียกลุ่มนี้มีชื่อเรียกว่า methane former ชนิดของมีเทนแบคทีเรียที่เป็นเชื้อพันธุ์บริสุทธิ์ (pure culture) แสดงในตารางที่ 3.2 มีเทนแบคทีเรียจะทำการย่อยสลายกรดอินทรีย์ให้เป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ จากการศึกษาของ McCarty<sup>(1)</sup> พบว่ามีเทนส่วนใหญ่เกิดจากการย่อยสลายกรดอะซิติกและมีเพียงบางส่วนเท่านั้นที่เกิดจากการย่อยสลายกรดไพรูวอิกและกรดโวลลาไทลอื่น ๆ ดังรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนโดยปฏิกิริยาชีวเคมีแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ<sup>(1)</sup>

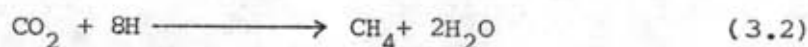
ตารางที่ 3.2 ชนิดของมีเทนแบคทีเรียที่เรี่ยที่ เป็นเชื้อพันธุ์บริสุทธิ์ (3)

ORGANISM	SOURCE	MORPHOLOGY	GRAM REACTION	SUBSTRATES	NUTRITIONAL REQUIREMENT		
					NITROGEN	VITAMINS	OTHER
Methanobacterium ruminantium	Rumen Sludge	Coccus to rod in chain As above	+	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate	NH <sub>3</sub> NH <sub>3</sub>	Growth factor from rumen fluid Above growth factor not required B. Vitamin stimulatory	Acetate, 2- Methylbutyrate Acetate
Methanobacterium strain M.O.H.	Methanobacillus Omelianski	Irregularly curved rod.	Variable	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> (formate not used)	NH <sub>3</sub>	B. Vitamins stimulatory	Acetate stimulatory
Methanobacterium formicicum	Mud, sludge	Irregularly curved rod	Variable	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate	NH <sub>3</sub>	(?)	(?)
Methanobacterium mobilis	Rumen	Short rod motile	-	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate	NH <sub>3</sub>	Growth factor from rumen fluid	(?)
Methanobacterium barkeri	Mud, sludge	Sarcina	+	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> Methanol, acetate	NH <sub>3</sub>	None	None
Methanococcus vannielii	Mud	Motile coccus	(?)	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate	NH <sub>3</sub>	None	None
Methanospirillum sp.	Sludge	Spirillum	+	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate	-	-	-
Methanococcus sp.	Sludge	Coccus	+	H <sub>2</sub> + CO <sub>2</sub> formate	-	-	-

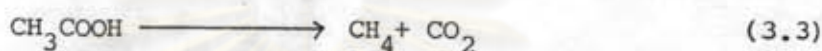


จากการศึกษาของ Buswell และ Solo<sup>(4)</sup> Barker และ Stadtman<sup>(5,6)</sup> พบว่า มีเทนเกิดจากแหล่งที่สำคัญ 2 แหล่งคือ

1. การรีดักชันก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

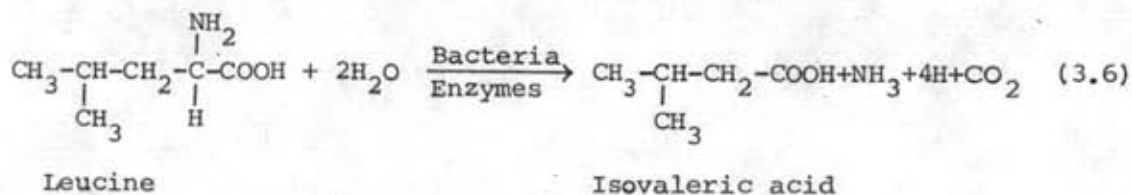
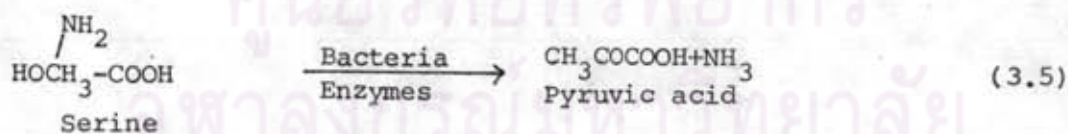
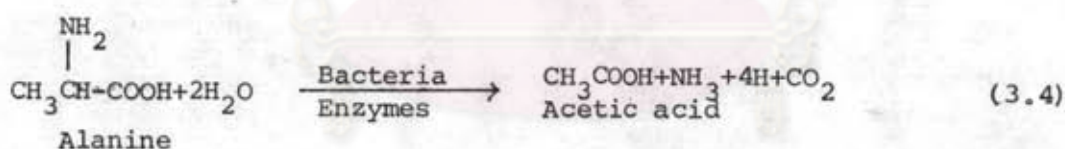


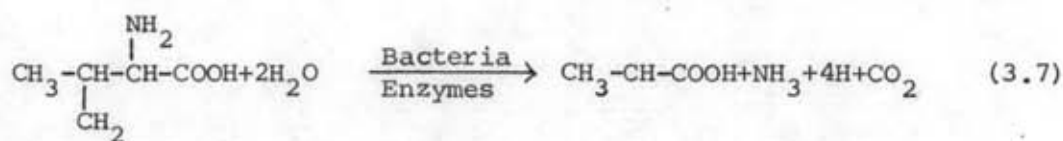
2. การย่อยสลายกรดอะซิติก



ในกรณีแรก คาร์บอนไดออกไซด์จะทำหน้าที่เป็นตัวรับไฮโดรเจน ซึ่งจะถูกรีดิวส์ไปเป็นมีเทนโดยไฮโดรเจนที่ได้จากโมเลกุลของสารอินทรีย์โดยการสร้างเอนไซม์ของแบคทีเรีย ส่วนในกรณีที่ 2 มีเทนจะเกิดขึ้นจากการแยกตัวของโมเลกุลของกรดอะซิติกโดยขบวนการเฟอร์เมนเทชัน สมการแสดงการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ จะเป็นไปดังนี้

ก. การย่อยสลายโปรตีน

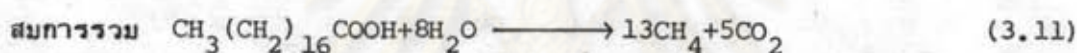
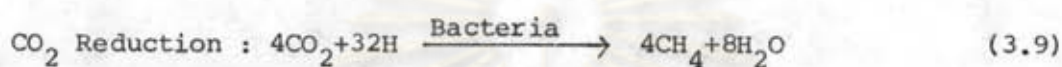
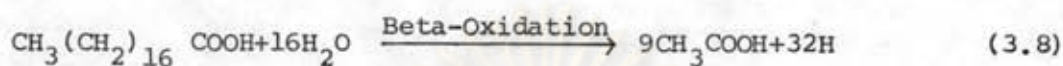




Valine

Isobutyric acid

### ข. การย่อยสลายไขมัน



ค. การย่อยสลายแอลกอฮอล์ ใช้จุลินทรีย์ 2 ชนิดคือ methanobacterium omelianski , methanobacterium ruminantium



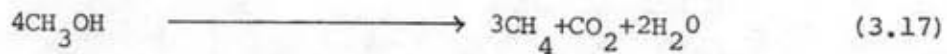
ง. การย่อยสลายกรดไพรโอโนนิก ใช้จุลินทรีย์พวก methano-bacterium propionium



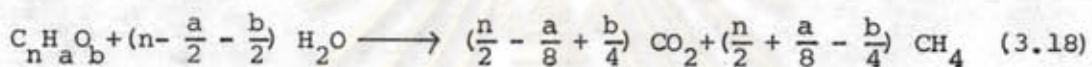




จ. การย่อยสลายเมทานอล (methanol) ใช้จุลชีพพวก  
Methanobacterium barkeril

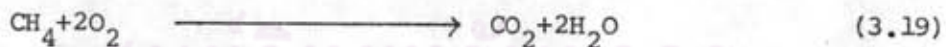


การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียมีสมการตามที่กล่าวมาแล้วและยังมีอีกเป็นจำนวนมาก ดังนั้น เพื่อให้ง่ายต่อการเข้าใจสามารถเขียนสมการการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจำพวกแป้งและน้ำตาลได้ดังนี้



การคำนวณก๊าซมีเทนที่เกิด

หากประสิทธิภาพการทำงานของระบบแอนแอโรบิกเต็มที่แล้ว พลังงานทั้งหมดจะถูกเปลี่ยนเป็นของเหลวและในที่สุดจะเป็นก๊าซมีเทน มีเทนจำนวน 1 โมล ต้องการออกซิเจน 2 โมล ในการออกซิไดส์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำดังสมการ



16 64

นั่นคือมีเทน 16 กรัมที่ถูกผลิตออกมาได้จากการกำจัดชีโอดี 64 กรัม<sup>(7)</sup> และที่อุณหภูมิและความดันมาตรฐานแล้วหมายถึงว่า มีเทน 0.35 ลบ.ม. มาจากชีโอดีที่ถูกกำจัดไป 1 กก. (5.62 ฟุต<sup>3</sup>/ปอนด์) การคำนวณปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นสามารถหาได้โดยสมการ (3.20)<sup>(8)</sup>

$$C = 5.62 (eS - 1.42 P_x) \quad (3.20)$$

โดยที่  $C$  = ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น, นิว<sup>3</sup>/วัน

$e$  = สัมประสิทธิ์สภาพในการ เปลี่ยนสารอินทรีย์ให้เป็นมีเทน  
(มีค่าระหว่าง 0.60 ถึง 0.75)

$S$  = BOD<sub>L</sub> ที่เข้าระบบ, ปอนด์/วัน

$P_x = \frac{dx}{dt}$  = อัตราการเจริญเติบโตทั้งหมดของจุลชีพ

$$P_x = \frac{Y S}{1 + b(\theta_c)}$$

5.62 = ปริมาณก๊าซมีเทน (ทางทฤษฎี) ที่เกิดจากการกำจัดน้ำเสีย 1 ปอนด์ ซีไอดี

ในการคำนวณหาค่าสัมประสิทธิ์สภาพฯ ต้องมีการแปลงหน่วย เพราะวัดค่า  $S$  เป็น กก./วัน และค่า  $P_x$  เป็น กก./วัน สมการที่ใช้ในการคำนวณที่ดัดแปลงจากสมการที่ (3.20) ได้เป็นสมการที่ (3.21) คือ

$$e = \frac{C/2.205 + 5.62(1.42) P_x}{5.62 S} \quad (3.21)$$

### 3.2 การใช้ระบบหมักแบบเครื่องกรองแอนแอโรบิก

#### 3.2.1 ลักษณะการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิก

เครื่องกรองแอนแอโรบิกเป็นเครื่องมือกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ลักษณะเป็นถังรูปทรงกระบอกภายในบรรจุตัวกรอง (filter media) น้ำเสียไหลจากข้างล่างของถังขึ้นสู่ด้านบน ดังนั้นจุลชีพภายในถังกรองจะมีความเป็นอยู่ 2 ลักษณะ คือ เกาะหลวม ๆ อยู่กับตัวกรองลักษณะหนึ่งและอยู่ในช่องว่างระหว่างตัวกรองอีกลักษณะหนึ่ง เมื่อน้ำเสียไหลเข้าส่วนล่างของเครื่องกรองแอนแอโรบิกก็จะสัมผัสกับจุลชีพที่ตกตะกอนอยู่ก้นถัง ซึ่งจะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทำให้เกิดก๊าซต่าง ๆ ก๊าซเหล่านี้จะเกาะอยู่ตามตะกอนจุลชีพ ทั้งก๊าซและความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้นในเครื่องกรองแอนแอโรบิกจะพาตะกอนจุลชีพลอยขึ้นสู่ด้านบน

บนของถัง ระหว่างที่น้ำเสียไหลขึ้นสู่ด้านบนนี้ สารอินทรีย์ในน้ำเสียยังคงถูกย่อยสลายโดย ตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกพาขึ้นมาและจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่กับตัวกรองที่น้ำไหลผ่าน การลอยขึ้นของ ตะกอนจุลินทรีย์ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์กระทบกับตัวกรอง ก๊าซที่เกาะติดอยู่จึงหลุดออกและตะกอน จุลินทรีย์รวมตัวกันมีขนาดใหญ่ขึ้นมีน้ำหนักมากขึ้น ตะกอนจึงตกลงมายังส่วนล่างของถัง เป็นการ นำตะกอนจุลินทรีย์มาใช้ในระบบอีก ตะกอนบางส่วนจะติดออกมาพร้อมกับน้ำที่ออกจากเครื่องกรอง แอนแอมไรคซึ่ง เป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่ระบบกำจัดต้องสูญเสียไป นอกจากนี้ตัวกรองยังทำหน้าที่ กระจายการไหลของน้ำเสีย ทำให้น้ำเสียได้สัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์อย่างทั่วถึง โดยไม่เกิด การลัดวงจรแม้จะไม่มี การกวนในระบบก็ตาม

### 3.2.2 ความสัมพันธ์ระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์กับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ทั้งแบบที่ใช้ออกซิเจนอิสระ และไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานในการดำรง ชีพและสร้างเซลล์ใหม่และจะมี เซลล์บางส่วนตายลงจึงสามารถ เขียน เป็นสมการได้ดังนี้

$$\text{อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์} = \text{อัตราการสร้างเซลล์} - \text{อัตราการสลายตัว}$$

$$\text{หรือ } dx/dt = y_g (dF/dt) - bx \quad (3.22)$$

$$\text{เมื่อ } dx/dt = \text{อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ (น้ำหนัก/ปริมาตร/เวลา)}$$

$$x = \text{ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา (น้ำหนัก/ปริมาตร)}$$

$$dF/dt = \text{อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (น้ำหนัก/ปริมาตร/เวลา)}$$

$$y_g = \text{สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (น้ำหนัก/น้ำหนัก)}$$

$$b = \text{สัมประสิทธิ์การสลายของจุลินทรีย์ (เวลา}^{-1}\text{)}$$

### 3.2.3 การเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ (biological solids production)

การเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีว- วิทยานั้น สามารถคำนวณจากสมการที่ 3.22 ได้ แต่จะต้องทราบค่าสัมประสิทธิ์ของการเจริญ เติบโตและสัมประสิทธิ์ของการตายของจุลินทรีย์ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดและส่วนประกอบของน้ำเสียแต่ละชนิด ดังแสดงในตารางที่ 3.3 ในการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกคาร์โบไฮเดรตจะมีการเพิ่มจุลินทรีย์มากกว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีนและไขมัน (1)



ปริมาณของจุลชีพค้ำสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไปจะลดลง เมื่อระยะเวลาของการเก็บตะกอนจุลชีล (SRT หรือ  $\theta_c$ ) เพิ่มขึ้น (รูปที่ 3) ทั้งนี้เพราะว่าเมื่อระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพยาวขึ้น

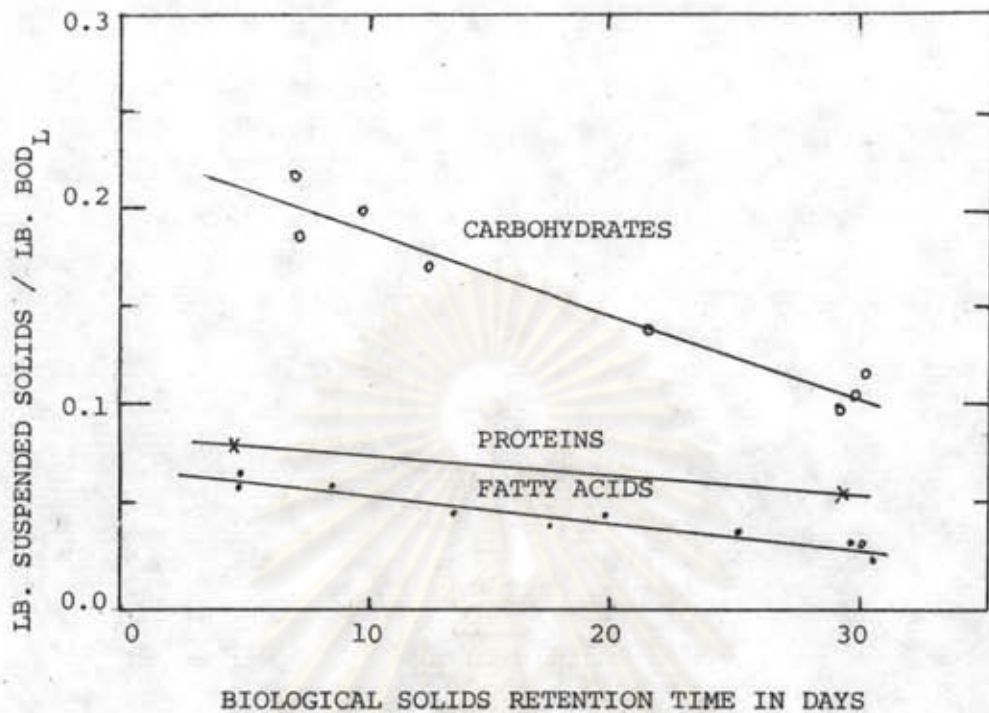
การสลายตัว (decay) ของจุลชีพจะมากขึ้น เพื่อนำพลังงานไปใช้ในการดำรงชีพ<sup>(9)</sup> ดังนั้น เครื่องกรองแอนแอโรบิกจึงช่วยลดปัญหาการกำจัดกากตะกอนจุลชีพ (sludge) เพราะ เครื่องกรองแอนแอโรบิกมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอนสูงมาก

#### 3.2.4 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสม

สิ่งมีชีวิตทุกชนิดจะเจริญเติบโตและดำรงชีวิตอยู่ได้นั้นนอกจากจะต้อง การอาหารแล้วยังต้องอยู่ในสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมอีกด้วย จุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียก็เช่นเดียวกับสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ และเนื่องจากปริมาณจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะแปรตามความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียของระบบกำจัด ดังนั้น เพื่อให้ระบบกำจัดน้ำเสียทำงานได้ผลดีจึงจำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมของระบบกำจัดให้เหมาะสมกับจุลชีพในระบบ เพื่อให้จุลชีพในระบบเจริญเติบโตได้ดีที่สุด สำหรับระบบกำจัดสารอินทรีย์

ตารางที่ 3.3 Growth Yield and Decay Coefficient of Various Substrate

Substrate	$Y_g$ (มก./มก.)	$b$ (วัน <sup>-1</sup> )	Reference
Starch and Glucose	0.046	0.088	Speece & McCarty (1964)
Amin and Fatty Acid	0.054	0.038	"
Protein from Nutrient Broth	0.076	0.014	"
Acetic Acid	0.040	0.019	Lawrence & McCarty (1969)
Propionic Acid	0.042	0.010	"
Butyric Acid	0.047	0.027	"



รูปที่ 3.3 การเพิ่มปริมาณตะกอนจุลชีพในการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (1)

ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระนั้นมีจุลชีพ 2 พวกทำงานต่อเนื่องกันตามที่กล่าวมาแล้ว ดังนั้น จำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมไว้ให้มีสภาพเหมาะสมที่จะทำให้จุลชีพ 2 พวกอยู่ด้วยกันได้เป็นอย่างดี ซึ่งนอกจากจะต้องรักษาระบบให้อยู่ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระแล้ว ยังจะต้องคำนึงถึงสิ่งเหล่านี้ด้วย คือ

ก. อุณหภูมิ การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระนั้นอุณหภูมิที่เหมาะสมมีอยู่ 2 ช่วงคือ ระหว่าง 30 ถึง 38 องศาเซลเซียสช่วงหนึ่ง จุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า "มีโซฟิลิค แบคทีเรีย" (mesophilic bacteria) และอุณหภูมิระหว่าง 49 ถึง 57 องศาเซลเซียส อีกช่วงหนึ่ง จุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า "เทอร์โมฟิลิค แบคทีเรีย" (thermophilic bacteria) และการทำงานของจุลชีพในช่วงเทอร์โมฟิลิคจะดีกว่าช่วงมีโซฟิลิค





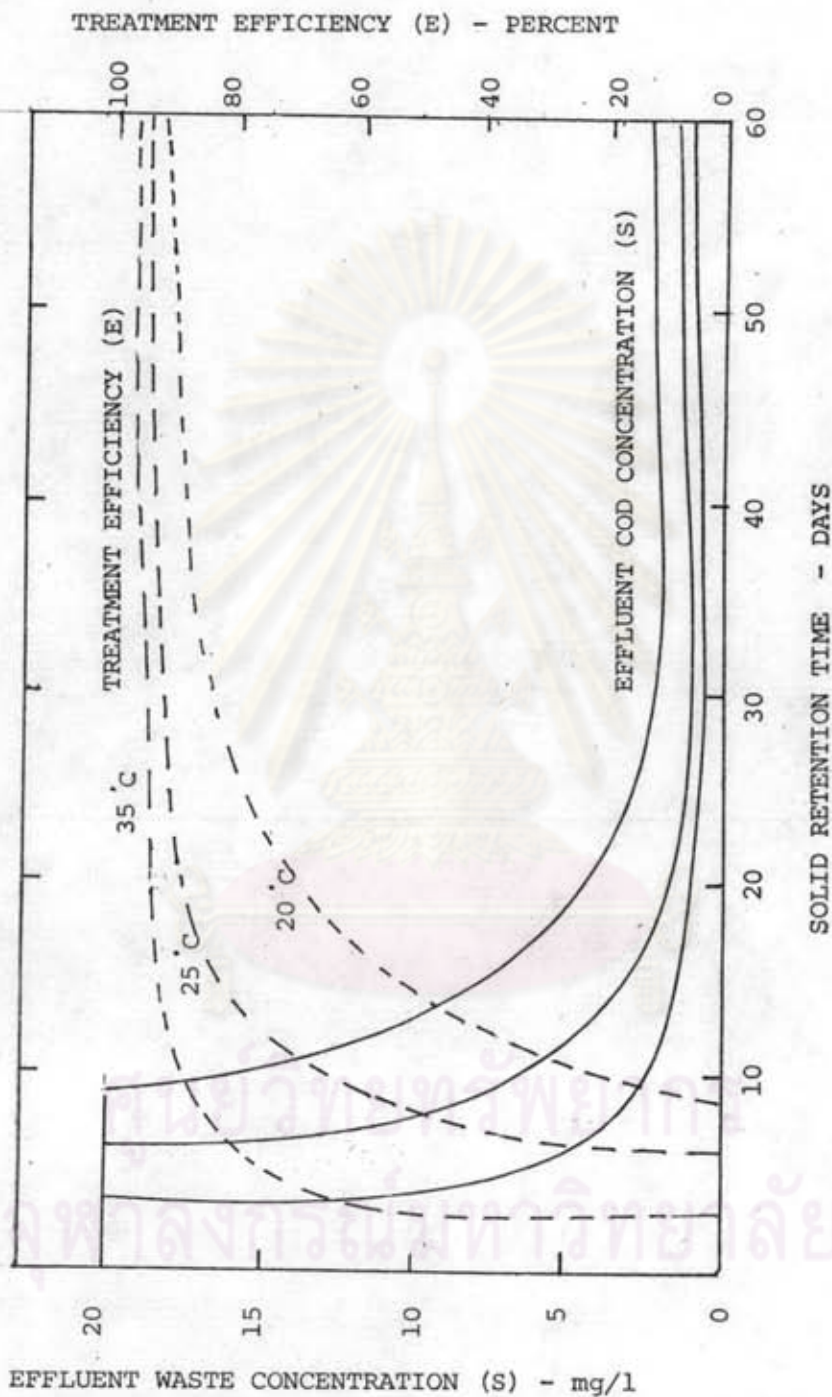
การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิต่างอย่างเฉียบพลัน เป็นอันตรายต่อจุลชีพ เช่น เมื่ออุณหภูมิลดลงอย่างรวดเร็วจาก 45 องศาเซลเซียส เป็น 10 องศาเซลเซียส *Escherichia Coli* จะตายประมาณร้อยละ 95 แต่ถ้าค่อย ๆ ลดอุณหภูมิลงโดยใช้เวลาประมาณ 30 นาที จะพบว่าจุลชีพพวกนี้ไม่ตายเลย โดยทั่วไปเมื่ออุณหภูมิต่ำขึ้น 10 องศาเซลเซียส ปฏิกริยาชีวเคมีจะเกิดเร็วขึ้นเท่าตัว Buswell ได้ทำการทดลองพบว่า ก๊าซมีเทนจะเกิดได้ที่อุณหภูมิ 0-85 องศาเซลเซียส แต่จะเกิดได้ดีในช่วงที่โซฟิติกและเทอร์โมฟิลิก การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิต่างอย่างกะทันหัน แม้เพียง 2-3 องศาเซลเซียสจะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงต่อการเกิดก๊าซมีเทน<sup>(10)</sup>

Lawrence และ McCarty<sup>(11)</sup> ได้แสดงให้เห็นว่าอุณหภูมิต่ำและระยะเวลาการเก็บกักตะกอน (SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระดังในรูปที่ 3.4 ซึ่งจะเห็นได้ว่าเมื่ออุณหภูมิต่ำและระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจะลดลง ประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งยังคงเดิมได้ หรือถ้าอุณหภูมิลดลงระยะเวลาการเก็บกักตะกอนที่ต้องการจะต้องเพิ่มขึ้น เพื่อรักษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้คงเดิม

ข. ความต้องการสารอาหารที่จำเป็น จุลชีพที่ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยาต้องการธาตุหลายชนิดในการเจริญเติบโต ธาตุที่สำคัญได้แก่ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) และฟอสฟอรัส (P) Speece และ McCarty<sup>(12)</sup> แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจน เมื่อเทียบกับน้ำหนัก เซลล์เท่ากับ 9.4 ( $\text{Cell Weight/N} = 9.4$ ) Sanders และ Bloodgood<sup>(13)</sup> ได้ทำการศึกษพบว่าจุลชีพชนิดไม่ต้องการออกซิเจน ต้องการฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณธาตุไนโตรเจนที่ประกอบเป็นเซลล์ ( $\text{N/P} = 7$ ) และ McCarty<sup>(1)</sup> กล่าวว่าปริมาณธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยที่สุด ต้องมีอัตราส่วนดังนี้  $\text{B.O.D.}_L : \text{N} : \text{P}$  เท่ากับ 100:1:0.2

ค. สภาพความเป็นกรดและด่าง สภาพความเป็นกรดและด่างของน้ำเสียเป็นสิ่งสำคัญสำหรับการทำงานของจุลชีพในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอย่างมาก เพราะกรดไวโอล่าที่ เกิดจากแบคทีเรียทำให้เกิดสภาพ เป็นพิษต่อแบคทีเรียซึ่งทำให้เกิดก๊าซมีเทน ดังนั้น



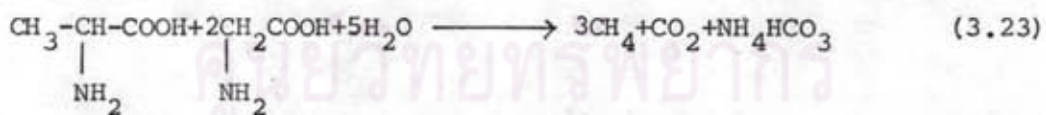


รูปที่ 3.4 ความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลชีพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (11)

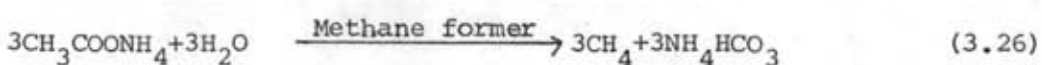
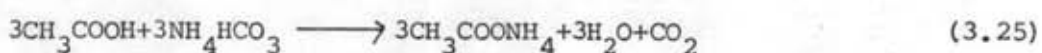
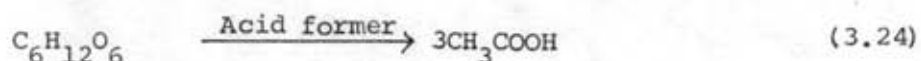
ถ้าเกิดการสะสมของกรดไวลาไทล์ขึ้นในระบบจะทำให้พีเอชต่ำลง จึงรบกวนการทำงานของแมคทีเรียทำให้เกิดก๊าซมีเทน ดังนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระจึงลดลง

McCarty<sup>(1)</sup> พบว่า พีเอชที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอยู่ในช่วงระหว่าง 6.6-7.6 ถ้าค่าสูงหรือต่ำกว่านี้ ประสิทธิภาพของระบบกำจัดจะลดลงและถ้าพีเอชต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพจะลดลงอย่างรวดเร็ว ดังนั้นค่าพีเอชที่นิยมใช้ในการควบคุมระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอยู่ในช่วง 6.8-7.2 ซึ่งสามารถทำได้โดยการควบคุมปริมาณของกรดไวลาไทล์และปริมาณค่าคง โดยปกติปริมาณกรดไวลาไทล์ควรมีประมาณ 50-500 มก./ลบ.คม. เมื่อคิดในรูปของกรดอะซิติก หากปริมาณกรดไวลาไทล์มีค่ามากกว่า 2,000 มก./ลบ.คม. เมื่อคิดในรูปของกรดอะซิติก แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบกำจัดลดลง หรืออัตราส่วนระหว่างกรดไวลาไทล์และสภาพความเป็นค่าคงต้องไม่เกิน 0.3-0.4

สภาพความเป็นค่าคงในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเกิดจากปฏิกิริยาชีวเคมีในระบบซึ่งส่วนใหญ่เกิดจากเกลือแอมโมเนียม (ammonium salt) เช่น แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ) และแอมโมเนียมอะซิเตต ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) Pohland<sup>(14)</sup> ได้พบว่า เกลือแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต เกิดขึ้นดังสมการ



และแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตจะทำให้กรดไวลาไทล์สะเทิน (neutralized) และเมื่อกรดไวลาไทล์ถูกย่อยสลายไปแล้วจะได้แอมโมเนียมไบคาร์บอเนตกลับมาอีกดังสมการ



นอกจากนี้การเปลี่ยนแปลงพีเอชภายในระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน  
อิสระยังเกิดจากปฏิกิริยาก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นอีกด้วย โดยมีความสัมพันธ์ระหว่าง  
พีเอช ไบคาร์บอเนต สภาพความเป็นค่างและร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ดังสมการ

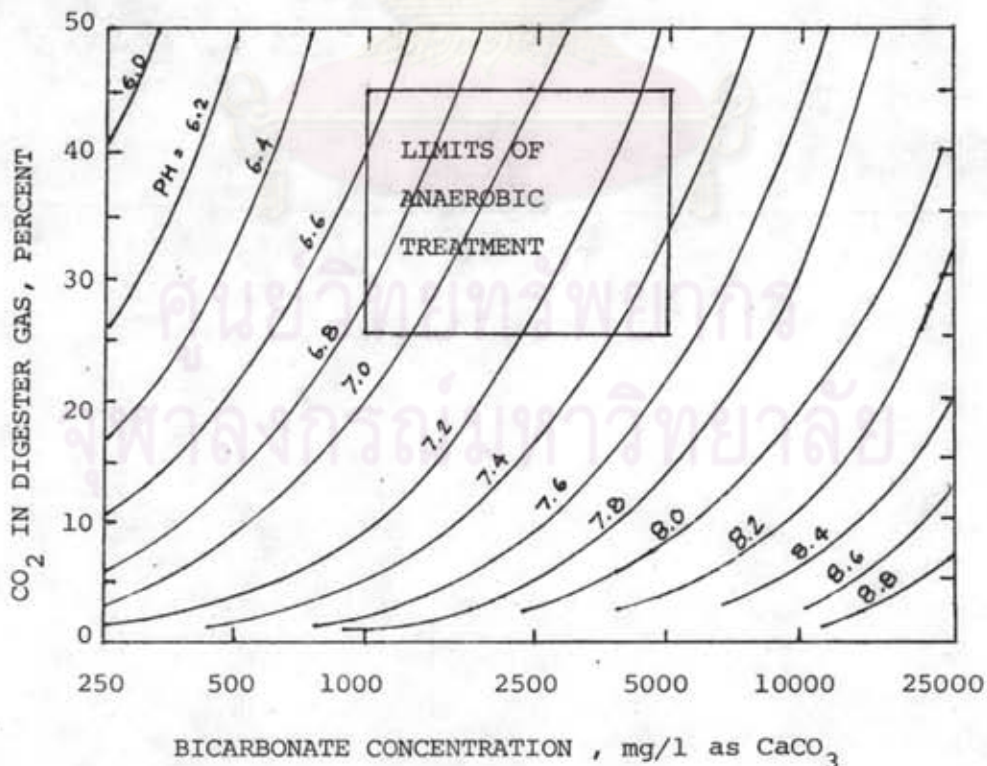
$$\text{pH} = 5.14 - \log(\% \text{CO}_2) + \log \text{HCO}_3^- \quad (3.27)$$

$$\text{Bicarbonate Alkalinity} = \text{TA} - (0.85) (0.833) \text{ TVA}$$

$$\text{TA} = \text{Total alkalinity (มก./ลบ.คม. CaCO}_3)$$

$$\text{TVA} = \text{Total volatile acid (มก./ลบ.คม. CH}_3\text{COOH)}$$

McCarty<sup>(1)</sup> ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชและปริมาณไบคาร์บอเนต  
ที่เหมาะสมสำหรับระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระดังรูป  
ที่ 3.5 และชี้ให้เห็นว่าสภาพความเป็นค่างในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระไม่ควรต่ำกว่า  
1,000 มก./ลบ.คม. เมื่อคิดในรูปของ  $\text{CaCO}_3$  เพื่อไม่ให้พีเอชต่ำลงจนเป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์  
ในระบบ

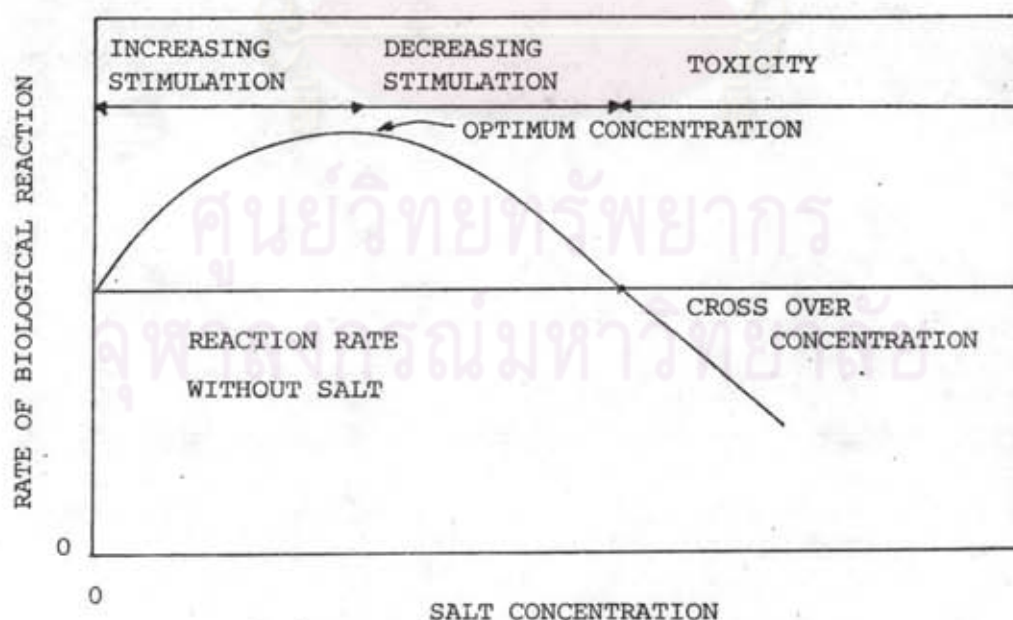


รูปที่ 3.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง (pH) กับความเข้มข้นของ Bicarbonate Alkalinity  
ที่อุณหภูมิ 95 °F<sup>(1)</sup>



ง. สารพิษ การกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยา น้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยา น้ำเสียที่นำมาต้องไม่มีสารเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัด สารพิษในน้ำเสียนี้อาจมีหลายชนิด ความรุนแรงของพิษขึ้นกับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ๆ McCarty<sup>(1)</sup> พบว่าความเป็นพิษมีตั้งแต่ เป็นพิษโดยตรงและยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตามถ้าสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยพอ เหมาะก็อาจช่วยกระตุ้นให้แบคทีเรียทำงานอย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้นได้ (รูปที่ 3.6) สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสามารถแบ่งเป็นพวกใหญ่ ๆ ได้ 5 ชนิดคือ

1. พิษของกรดไวลาโทล กรดไวลาโทลเป็นพิษต่อจุลินทรีย์พวกที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระทำให้เกิดก๊าซมีเทนน้อยลง McCarty และ Mckinney<sup>(15)</sup> ได้ทำการทดลองพบว่า แม้มีกรดไวลาโทลสูงถึง 10,000 มก./ลบ.คม. ในรูปของกรดอะซิติก ก็ไม่เป็นพิษโดยตรงต่อจุลินทรีย์ถ้ามีปริมาณของสารปรับสภาพ (buffer capacity) เพียงพอ แต่ถ้าสารปรับสภาพไม่เพียงพอจะทำให้พีเอชต่ำลงทำให้จุลินทรีย์ที่ผลิตก๊าซมีเทนทนอยู่ไม่ได้ การแก้พิษของกรดไวลาโทลทำได้โดยลดภาวะอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบหรือเติมสารปรับสภาพ เช่น โซเดียมไฮคาร์บอเนต และเพิ่มระยะเวลาในการเก็บกักน้ำเสียในระบบบำบัดให้นานขึ้น



รูปที่ 3.6 อิทธิพลของเกลือต่อปฏิกิริยาการทำงานของจุลินทรีย์ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ<sup>(1)</sup>

การที่กรดเวลาไหลเพิ่มมากขึ้น พีเอชจะลดลงทำให้เป็นพิษต่อจุลชีพ (10)  
ไฮโดรเจนไอออน ( $H^+$ ) ที่แตกตัวมากขึ้นจะยับยั้งการทำงานของจุลชีพ Kotze, et.al.  
กล่าวว่าโมเลกุลของกรดอ่อน (weak acid) และด่างอ่อน (weak base) ที่ไม่แตกตัวเป็น  
ไอออนนั้นสามารถผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลชีพได้เร็วมาก เช่น กรดอ่อนที่มีพีเอชต่ำและไม่แยก  
ตัวเป็นไอออนจะผ่านเข้าเซลล์จุลชีพได้ง่าย ทำให้พีเอชภายใน เซลล์ของจุลชีพลดลง จุลชีพจึงตาย  
ด่างอ่อนที่มีพีเอชสูงก็ให้ผลเช่นเดียวกัน

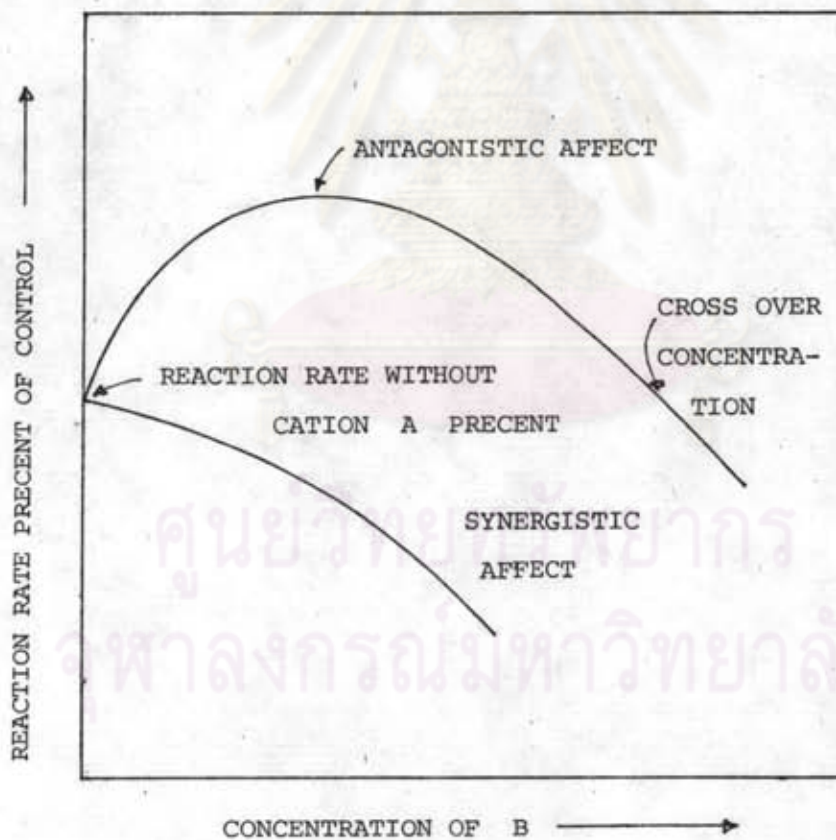
2. พิษของเกลืออนินทรีย์ เกลือของสารอนินทรีย์พวกที่มีพิษต่อจุลชีพใน  
ระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ เช่น เกลือของธาตุอัลคาไล (Alkalai)  
และอัลคาไลเอิร์ท (Alkalai Earth) ได้แก่เกลือของธาตุโซเดียม, โพแทสเซียม, แคลเซียม  
และแมกนีเซียม เกลือเหล่านี้จะแตกตัวให้แคทไอออนที่เป็นพิษมากกว่าแอนไอออน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับ  
ปริมาณของแคทไอออนด้วยว่ามีปริมาณมากน้อยเพียงใด ตารางที่ 3.4 แสดงปริมาณของแคทไอออน  
ของเกลืออนินทรีย์ที่มีผลต่อระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ซึ่งรายงาน  
โดย McCarty และ McKinney<sup>(16)</sup>; Kugelman และ McCarty<sup>(17)</sup>

ความเป็นพิษของแคทไอออนแต่ละชนิดจะรุนแรงไม่เท่ากัน ดังตารางที่ 3.4  
แคทไอออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อจุลชีพน้อยกว่าแคทไอออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 และพิษ  
ของแคทไอออนที่มีน้ำหนักอะตอมมากจะมีพิษต่อจุลชีพมากกว่า แคทไอออนที่มีน้ำหนักอะตอมน้อย  
ดังนั้นพิษของ  $Ca^{++}$  และ  $Mg^{++}$  จะมีพิษมากกว่าพิษของ  $Na^+$  และ  $K^+$  ถึง 10 เท่า แคทไอออน  
สามารถกระตุ้นการทำงานของจุลชีพได้เนื่องจากแคทไอออนเหล่านี้จะทำหน้าที่เป็นตัว metallic  
activators แต่อย่างไรก็ตามปริมาณของแคทไอออนมีมากเกินไปก็เป็นพิษต่อจุลชีพได้

ความเป็นพิษของแคทไอออนนั้นสามารถลดลงได้โดยการทำ antagonism<sup>(1)</sup>  
กล่าวคือ เมื่อมีแคทไอออนซึ่งเป็นพิษต่อจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอยู่ชนิดหนึ่ง ถ้ามีแคทไอออน  
อีกชนิดหนึ่งอยู่ด้วยจะทำให้ความเป็นพิษของแคทไอออนชนิดแรกลดลงได้ เช่นพิษของ  $Na^+$  เข้มข้น  
3,500 มก./ลบ.คม. สามารถทำให้หมดไปได้ ถ้ามี  $Ca^{++}$  และ  $Mg^{++}$  ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง  
50-1,000 มก./ลบ.คม. แต่ในทางตรงข้ามแคทไอออนบางชนิดจะไปเพิ่มพิษของแคทไอออนอีกชนิด  
หนึ่งเมื่ออยู่ร่วมกัน ปรากฏการณ์เช่นนี้เรียกว่า Synergism ดังรูปที่ 3.7

ตารางที่ 3.4 ปริมาณแคทไอออนที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจน<sup>(1)</sup>

Cation	Unit	Stimulatory	Moderately Inhibitory	Strongly Inhibitory
Sodium (Na)	มก./ลบ.คม.	100-200	3,500-5,500	8,000
Potassium (K)	มก./ลบ.คม.	200-400	2,500-4,500	12,000
Calcium (Ca)	มก./ลบ.คม.	100-200	2,500-4,500	8,000
Magnesium (Mg)	มก./ลบ.คม.	75-150	1,000-1,500	3,000



รูปที่ 3.7 ความสัมพันธ์ของแคทไอออน 2 ชนิด คือ A และ B ซึ่งขึ้นอยู่กับตัวกันแล้ว อาจจะเกิด antagonism หรือ synergism<sup>(16)</sup>

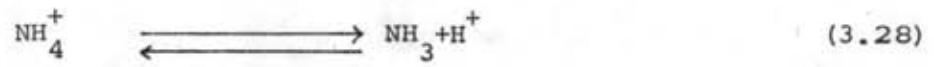


3. พิษของโลหะหนัก อีออนของโลหะหนักเป็นพิษต่อจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระซึ่งอาจจะเพียงยับยั้งการเจริญเติบโตหรือทำให้ตายได้ McCarty<sup>(1)</sup> ได้สรุปไว้ว่า โลหะที่มีวาเลนซ์สูงมีพิษมากกว่าโลหะที่มีวาเลนซ์ต่ำ เช่น Cr<sup>+6</sup> มีพิษมากกว่า Cr<sup>+3</sup> นอกจากนี้พิษของโลหะหนักยังขึ้นกับความสามารถในการละลายน้ำของโลหะนั้น เช่น เหล็กและอะลูมิเนียมจะไม่เป็นพิษเนื่องจากเกลือของโลหะทั้งสองละลายน้ำได้น้อยและพิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยยังขึ้นกับปริมาณของความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H<sub>2</sub>S) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้งเพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมกับโลหะหนักได้ เกลือซัลไฟด์ซึ่งไม่ละลายน้ำจึงไม่เป็นพิษดังรูปที่ 3.8 1 กรัมของไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมกับ 1.8-2.0 กรัมของโลหะหนักกลายเป็นเกลือและตกตะกอน ถ้าน้ำเสียมีปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ไม่เพียงพอที่จะทำให้เกลือซัลไฟด์ตกตะกอนได้สามารถแก้ได้โดยการเติมเกลือซัลไฟด์ (sulfide salts) เช่น เดียมไฮเดียมซัลไฟด์ (Na<sub>2</sub>S) หรือเติมเกลือซัลเฟต (sulfate salts) ลงไป เกลือทั้งสองชนิดนี้จะแตกตัวไปเป็นซัลไฟด์ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนทำให้ลดพิษของโลหะหนักได้

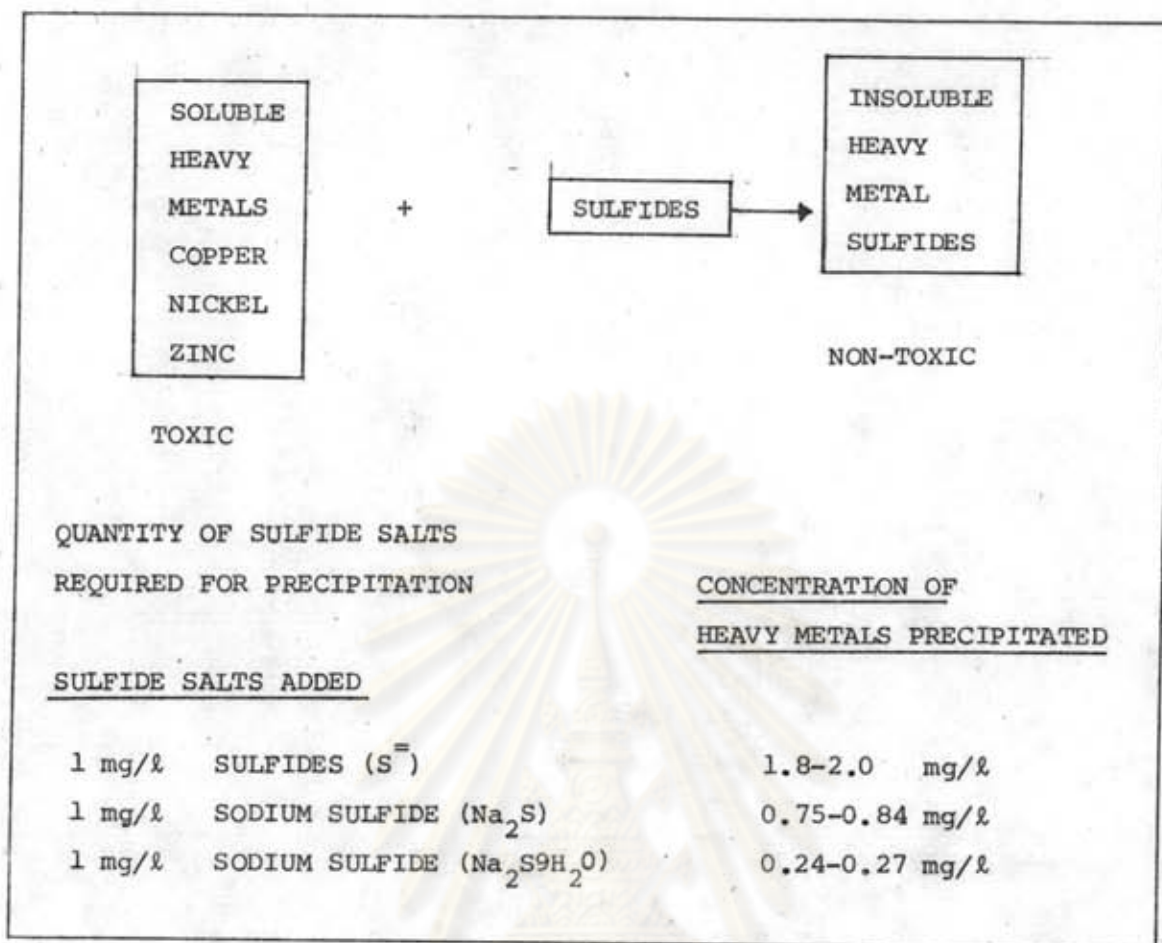
Mosey และ Hughes<sup>(18)</sup> ได้ทำการทดลองพบว่า พิษของสังกะสีมีน้อยกว่าทองแดง แคดเมียมและนิกเกิล พิษของสังกะสีขึ้นอยู่กับพีเอช คือสามารถมีผลต่อจุลชีพที่พีเอชใด ๆ แต่ถ้าพีเอชสูงถึง 7.6 สังกะสีจะตกตะกอนในรูปของ ZnCO<sub>3</sub> ปริมาณของโลหะหนักที่ทำให้ระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระหมดประสิทธิภาพ แสดงไว้ในตารางที่ 3.5

4. พิษของก๊าซบางชนิด

ก. พิษของแอมโมเนีย แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ด้วย เช่น โปรตีนจะมีแอมโมเนียมไอออน (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH<sub>3</sub>) โดยสาร 2 ตัวนี้จะเปลี่ยนไปมาขึ้นอยู่กับพีเอช ดังสมการที่ 3.28



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 จะมีแอมโมเนียมไอออนมากกว่าก๊าซแอมโมเนีย และถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 จะมีก๊าซแอมโมเนียมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ก๊าซแอมโมเนียจะยับยั้งการทำงานของ



รูปที่ 3.8 ปฏิกิริยาการทำลายพิษของโลหะหนัก (heavy metals) โดยซัลไฟด์ ( $S^{2-}$ )  
ในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ<sup>(1)</sup>

จุลชีพหรือ เป็นพิษต่อจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมากกว่าแอมโมเนียเนียนิออน<sup>(19)</sup> สำหรับการวิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจน ( $NH_4^+-N$ ) ในห้องปฏิบัติการจะได้ทั้งแอมโมเนียเนียนิออนและก๊าซแอมโมเนียรวมกัน ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีผลต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแสดงไว้ในตารางที่ 3.6 การที่จะลดพิษแอมโมเนียไนโตรเจนทำได้โดยการเจือจางน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ อันเป็นผลทำให้ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนเจือจางไปด้วย หรือจะทำได้โดยวิธีกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสียก่อนที่จะบ่มเข้าสู่ระบบบำบัด

ตารางที่ 3.5 ปริมาณของโลหะหนักที่จะทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ  
หมดประสิทธิภาพ

ชื่อโลหะหนัก	หน่วย	ปริมาณสารที่ทำให้ เกิดพิษ	Reference
สังกะสี	มก./ลบ.คม.	163	Hosey & Hughes (1975)
แคดเมียม	มก./ลบ.คม.	180	"
ทองแดง	มก./ลบ.คม.	170	"
เหล็ก	มก./ลบ.คม.	1,750	"
โครเมียม	มก./ลบ.คม.	450	"
ปรอท	มก./ลบ.คม.	1,365	"

ตารางที่ 3.6 ผลของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ  
(McCarty, 1964)

Ammonia Nitrogen	หน่วย	Affect on Anaerobic Treatment
100-200	มก./ลบ.คม.	Beneficial
200-1,000	"	No Adverse Effect
1,500-3,000	"	Inhibitory at High pH Value
มากกว่า 3,000	"	Toxic



ข. พิษของซัลไฟต์ McCarty<sup>(1)</sup> พบว่าจุลชีพที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสามารถทนต่อซัลไฟต์ละลายน้ำที่มีความเข้มข้น 50-100 มก./ลบ.คม. ได้ และแม้ว่าจะมีซัลไฟต์ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 200 มก./ลบ.คม. ก็ยังทนได้ถ้ามีการทำให้เคยชิน (acclimatized) ก่อน แต่ถ้าซัลไฟต์ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นมากกว่า 200 มก./ลบ.คม. จะเป็นพิษต่อจุลชีพ ซัลไฟต์ในระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเกิดจากการย่อยสลายซัลเฟต ( $SO_4^{2-}$ ) หรือโปรตีนซัลไฟต์ที่เกิดขึ้นจะละลายน้ำและเป็นพิษต่อจุลชีพ เมื่อมีปริมาณสูงพอดังที่กล่าวมาแล้ว การลดพิษซัลไฟต์ทำได้โดยใช้ gas scrubbing มาทำให้เกิดการตกตะกอนซัลไฟต์หรือ เจือจางน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบหรือแยกสารพวกซัลเฟตและซัลไฟต์ออกจากน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัด

5. พิษของสารอินทรีย์ สารอินทรีย์ที่เป็นพิษต่อจุลชีพแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระได้แก่พวก แอลกอฮอล์ กรดไขมัน คลอโรฟอร์ม (Chloroform) Toerien<sup>(2)</sup> กล่าวว่า Bryan ได้ทำการทดลองพบว่า คลอโรฟอร์ม 0.96 มก./ลบ.คม. หรือคาร์บอนเตตราคลอไรด์ 2.20 มก./ลบ.คม. หรือเมทิลดีคลอไรด์ 100 มก./ลบ.คม. สามารถยับยั้งจุลชีพที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนให้ความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนลดลงครึ่งหนึ่ง McCarty<sup>(1)</sup> พบว่า แม้จะมีแอลกอฮอล์พวก เมทานอลที่มีความเข้มข้น 1,000-2,000 มก./ลบ.คม. ระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระก็ยังทำงานได้ และถ้ามีความเข้มข้น 10,000 มก./ลบ.คม. ระบบก็ยังสามารถรับได้แต่ต้องเข้าสู่ระบบบำบัดอย่างค่อย ๆ เพื่อให้ออกซิเจนเคยชินและปรับตัวได้ สารอินทรีย์ที่เป็นพิษอาจกำจัดได้ด้วยการตกตะกอน เช่น sodium oleate ซึ่งใช้ทำสบู่ พบว่าจะยับยั้งการทำงานของจุลชีพ เมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 500 มก./ลบ.คม. แต่เมื่อเติมแคลเซียมคลอไรด์จะเกิดการตกตะกอนของ calcium oleate ขึ้น แม้ว่าในระบบบำบัดจะมี sodium oleate สูงถึง 2,000 หรือ 3,000 มก./ลบ.คม. ระบบบำบัดก็สามารถทำงานได้ดี

### 3.3 การทดลองเครื่องกรองแอนแอโรบิกที่ผ่านมา

McCarty<sup>(20)</sup> เริ่มทำการค้นคว้าโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นซีไอดี 2,000 มก./ลบ.คม. และเครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดจำลองรวมทั้งตัวกรองเป็นหินบดขนาด 1-2 นิ้ว ประสบความสำเร็จ กล่าวคือเครื่องกรองแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีระหว่างร้อยละ 74 ถึงร้อยละ 85 ที่ภาระอินทรีย์ 107-224 ปอนด์ ซีไอดี/1,000 ลบ.ฟุต/วัน (1.71-3.58 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน)

Young และ McCarty.<sup>(9)</sup> ได้ทำการทดลองเครื่องกรองแอนแอโรบิกอย่างละเอียด โดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ภายในบรรจุกรวดขนาด 1-1.5 นิ้ว ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นซีไอดี 1,500-6,000 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี ร้อยละ 36.7 ถึงร้อยละ 73.4 ที่ภาระอินทรีย์ 36.5-212 ปอนด์ ซีไอดี/1000 ลบ.ฟุต/วัน (0.42-3.39 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน) และพบว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิกมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพสูงถึง 665 วัน นอกจากนี้ยังแนะนำว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิกเหมาะสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยน้อย ๆ

Plummer<sup>(21)</sup> ได้ทำการศึกษาถึงเครื่องกรองแอนแอโรบิกในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมทำอาหารสำเร็จรูป ความเข้มข้นซีไอดี 546-5,000 มก./ลบ.คม. โดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิกเป็นถังกลมขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต เครื่องกรองแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 35 ถึงร้อยละ 86 ที่ภาระอินทรีย์ 101-639 ปอนด์ ซีไอดี/1000 ลบ.ฟุต/วัน (1.62-10.21 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน)

Lovan และ Force<sup>(22)</sup> ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว 6 ฟุต ภายในบรรจุหินบดขนาด 1-1.5 นิ้ว บำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเบียร์ มีความเข้มข้นของซีไอดี 6,000-24,000 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 90 ที่ภาระอินทรีย์ 50-100 ปอนด์ ซีไอดี/1,000 ลบ.ฟุต/วัน (0.8-1.60 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน)

Taylor<sup>(23)</sup> ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดใหญ่ (full scale) สูง 20 ฟุต บำบัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากโรงงานทำเบียร์ มีความเข้มข้นซีไอดี 3,000 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 64 ที่ภาระอินทรีย์ 237 ปอนด์ ซีไอดี/1000 ลบ.ฟุต/วัน (3.79 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน)

Roman และ Chakladah<sup>(24)</sup> ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิกรูปสี่เหลี่ยมขนาด 4x2.25 ฟุต ภายในบรรจุตัวกรองเป็นอิฐหัก 3 ชั้น ชั้นล่างสุดขนาด 0.5-0.75 นิ้ว สูง 15 นิ้ว สูง 3 นิ้ว บำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจากถังเกรอะ อันมีความเข้มข้นซีไอดี 290-648 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 55 ถึงร้อยละ 65



El-Shafie และ Bloodgood<sup>(25)</sup> ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิก  
 คือเป็นอนุกรม จำนวน 6 ตั้ง แต่ละตั้งมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5.5 นิ้ว สูง 15 นิ้ว ภายในบรรจุ  
 หินขนาด 1-1.5 นิ้ว บำบัดน้ำเสียเทียม metrecal (vanilla flavor) มีความเข้มข้นซีไอดี  
 10,000 มก./ลบ.คม. เวลาพักน้ำของแต่ละตั้งประมาณ 3 ชั่วโมง รวม 6 ตั้ง 18 ชั่วโมง  
 ปรากฏว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 70 ถึงร้อยละ 93 ที่ภาระอินทรีย์ 427 ปอนด์  
 ซีไอดี/1,000 ลบ.ฟุต/วัน (6.83 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน)

Jenett และ Devis<sup>(26)</sup> ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดเส้น  
 ผ่านศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 3 ฟุต ภายในบรรจุหินขนาด 1-1.5 นิ้ว บำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตยา  
 มีความเข้มข้นซีไอดี 1,000-16,000 มก./ลบ.คม. สารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็น เมทิลแอลกอฮอล์  
 ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 93 ถึงร้อยละ 98 ที่ภาระอินทรีย์ 37.4-250  
 ปอนด์ ซีไอดี/1,000 ลบ.ฟุต/วัน (0.22-3.52 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน) ในการศึกษาใช้เครื่อง  
 กรองแอนแอโรบิก 6 ตัว แต่ละตัวทำงานอิสระใช้เวลาศึกษาทั้งสิ้น 6 เดือนไม่มีการกำจัดตะกอน  
 ที่เกิดขึ้น เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นมีเพียง 0.027 กรัม ต่อ 1 กรัม ซีไอดีที่ถูกกำจัดและพบว่า ระยะ  
 เวลาการกักตะกอนของเครื่องกรองแอนแอโรบิกสูงถึง 313 วัน

สุรพล สายพานิช<sup>(27)</sup> ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิกเป็นถังสี่เหลี่ยมจัตุรัส  
 ขนาด 0.30x0.30 เมตร สูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินขนาด 1-2 นิ้ว บำบัดน้ำเสียจาก  
 โรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง มีความเข้มข้นซีไอดี 1,250-8,500 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่า  
 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีได้ร้อยละ 92 ถึงร้อยละ 97 ที่ภาระอินทรีย์ 37.4-250 ปอนด์  
 ซีไอดี/1,000 ลบ.ฟุต/วัน (0.60-4.00 กก.ซีไอดี/ลบ.ม./วัน) และพบว่า เครื่องกรองแอน  
 แอโรบิกสามารถหยุดทำงานได้ 15 วัน โดยไม่ต้องเริ่มเลี้ยงจุลชีพใหม่

ไพพรรณ พรประภา และ มั่นสิน ศักดิ์กุลเวศม์<sup>(28)</sup> ได้ศึกษาเครื่องกรอง  
 แอนแอโรบิก 2 ตั้งต่ออนุกรมกันแต่ละตั้งสูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินขนาด 1-2 นิ้ว  
 บำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล มีความเข้มข้นซีไอดี 3,000 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่าประสิทธิ  
 ภาพในการกำจัดซีไอดีได้ร้อยละ 89.9 ถึงร้อยละ 98.4 ที่ภาระอินทรีย์ 0.44-5.33 กก.ซีไอดี/  
 ลบ.ม./วัน



บุญส่ง ไข่มุก (29) ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนไอออนเป็นดังกล่ม เส้นผ่าศูนย์กลาง 0.29 เมตร สูง 1.24 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาด 4.38-5.62 และ 2.5-3.13 ซม. บำบัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากโรงงานทำฝักคองบรรจุกระป๋อง ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติได้ร้อยละ 71 ถึงร้อยละ 92 ที่ภาวะอินทรีย์ 0.56-4.50 กก.ซีโอติ/ลบ.ม./วัน และพบว่า เครื่องกรองแอนไอออนที่ใช้ตัวกรองที่มีขนาดเล็กมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงกว่าเครื่องกรองแอนไอออนที่ใช้ตัวกรองขนาดใหญ่ นอกจากนั้นจุลชีพในเครื่องกรองแอนไอออนสามารถทนต่อพิษ  $\text{Na}^+$  ที่มีความเข้มข้นถึง 34,000 มก./ลบ.คม. (คิดเป็นความเข้มข้นของเกลือทะเลเท่ากับ 85,000 มก./ลบ.คม.) โดยไม่ตาย เพียงแต่ยับยั้งการทำงานของจุลชีพเท่านั้น

ไกรสร อุคมนตรี (30) ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนไอออนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.30 เมตร สูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาด 1-2 นิ้ว บำบัดน้ำเสียจากโรงงานเด้าหมู มีความเข้มข้นซีโอติ 1,600-10,000 มก./ลบ.คม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติได้ร้อยละ 86.5 ถึงร้อยละ 93.4 ที่ภาวะอินทรีย์ 0.61-4.09 กก.ซีโอติ/ลบ.ม./วัน และพบว่า เครื่องกรองแอนไอออนสามารถหยุดทำงาน 26 วัน โดยไม่ต้องเริ่มเลี้ยงจุลชีพใหม่

พรพจน์ กรรณสูต (31) ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนไอออนที่มีชั้นตัวกรองสูง บำบัดน้ำเสียจากทอกลั่น โรงงานสุราที่มีความเข้มข้นซีโอติ 77,430-110,000 มก./ลบ.คม. พบว่า ภาวะอินทรีย์ของเครื่องกรองแอนไอออนขึ้นอยู่กับความสูงของชั้นตัวกรอง กล่าวคือ เมื่อความสูงของชั้นตัวกรองเท่ากับ 1.80 เมตร จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติได้ร้อยละ 32 ถึงร้อยละ 71 ที่ภาวะอินทรีย์ 9.43-23.04 กก.ซีโอติ/ตร.ม./วัน ถ้าความสูงของชั้นตัวกรองเท่ากับ 3.90 เมตร ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติได้ร้อยละ 30 ถึงร้อยละ 71 ที่ภาวะอินทรีย์ 14.62-27.96 กก.ซีโอติ/ตร.ม./วัน นอกจากนี้ยังพบว่า ปริมาณตะกอนจุลชีพที่เกิดขึ้นเท่ากับ 0.054 กรัมต่อกรัมของซีโอติที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นเท่ากับ 0.37 ลบ.ม.คือ กก.ของซีโอติที่ถูกกำจัด

ไวรมัน ศรีสัมฤทธิ์ (32) ได้ศึกษาเครื่องกรองแบบแอนไอออนขนาด 0.15x0.15 เมตร สูง 1.30 เมตร โดยใช้ขี้ขี้ขาวโหดเป็นตัวกรอง บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์

ที่มีความเข้มข้นซีโอดี 1,200-38,000 มก./ลบ.ตม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด  
ซีโอดีสูงสุดได้ร้อยละ 94 ที่ภาระอินทรีย์เท่ากับ 1.67 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน และสามารถ  
กำจัดซีโอดีได้มากที่สุด 7,500 มก./ลบ.ตม. ที่ภาระอินทรีย์ 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน โดย  
มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 54



ศูนย์วิจัยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย