

บทที่ 3

ทฤษฎีการทำงานและการศึกษาที่ผ่านมา

3.1 ทฤษฎีการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

เครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ปฏิกริยาชีวเคมีของจุลชีพภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นเช่นเดียวกับการหมัก

3.1.1 จุลินทรีย์ในถังหมักและเครื่องกรองแอนแอโรบิค จุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมีหลายชนิด แต่ละชนิดมีความแตกต่างกันทั้งขนาด รูปร่าง สารอาหารที่ใช้ในการเจริญเติบโตและวิธีการย่อยสลายสารอินทรีย์ ฯลฯ ซึ่งพอจะแบ่งได้เป็นกลุ่มใหญ่ ๆ ดังนี้ คือ

ก. แบ่งตามการอยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจนอิสระ จุลชีพในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ แบ่งตามการอยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจนอิสระออกได้เป็น 2 พวก คือ

1. พวกที่ไม่ต้องการออกซิเจนอิสระแต่สามารถอยู่ได้ในที่มีออกซิเจนอิสระ (Facultative Bacteria)
2. พวกที่ไม่ต้องการออกซิเจนอิสระและไม่สามารถอยู่ได้แม้มีออกซิเจนอิสระเพียงเล็กน้อย (Obligate Anaerobic Bacteria)

ข. แบ่งตามผลผลิตของการย่อยสลายสารอินทรีย์ จุลชีพในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระแบ่งตามผลผลิตของการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เป็น 2 พวก คือ

1. พวกที่ทำให้เกิดกรด (Acid Former Bacteria) จุลชีพชนิดนี้จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเกิดกรดอินทรีย์ (Organic Acids) จุลชีพเหล่านี้มีทั้งที่เป็น Facultative Bacteria และ Obligate Anaerobic Bacteria

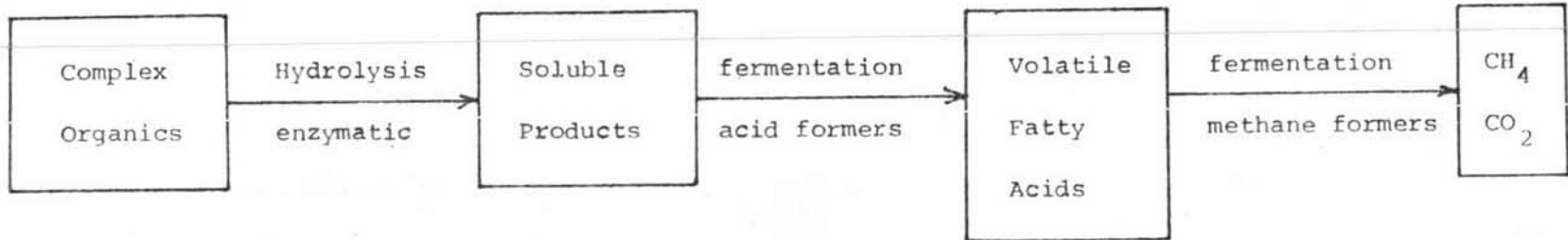
2. พวกที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน (Methane Former Bacteria) จุลชีพพวกนี้จะทำการย่อยสลายกรดอินทรีย์ (Organic Acids) ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 6 เรียกว่า กรดโวลาทิล (Volatile Acids) ให้เป็นแก๊สมีเทน (CH_4) จุลชีพเหล่านี้เป็นพวก Obligate Anaerobic Bacteria

McKinney (1962) พบว่า จุลชีพในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ส่วนใหญ่เป็นพวกแบคทีเรียและมีโปรโตซัวและสปอร์ของเชื้อราบ้าง

Toerien (1969) กล่าวถึงจุลชีพในถังหมัก (Anaerobic Digestion) ว่ามีมากมายหลายชนิดที่พบมากได้แก่ Bacillus spp., Pseudomonas spp., Micrococcus spp., Escherichia spp., Alcaligenes spp. และ Clostridium spp.

Young และ McCarty (1969) กล่าวถึงจุลชีพในเครื่องกรองแอนแอโรบิคว่ามีมากมายหลายชนิดที่พบมากเป็นพวก Filamentus ที่เป็นสายยาว ๆ (Long-Chains) ของจุลชีพที่มีรูปร่างเป็นท่อนกลม (Rodshape) รูปร่างกลม (Cocci) และรูปร่างคล้ายเกลียวสว่าน (Spirilla) และยังพบจุลชีพพวกโปรโตซัวที่มีขน (Ciliated Protozoa) และอะมีบา (Amoeba) ในส่วนบนของเครื่องกรองแอนแอโรบิคด้วย

3.1.2 ปฏิกิริยาชีวเคมีของการหมัก ปฏิกิริยาชีวเคมีของการหมักเป็นปฏิกิริยาที่สารอินทรีย์ถูกเปลี่ยนโดยจุลชีพให้เป็นแก๊สมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์โดยไม่มีออกซิเจนอิสระเข้ามาเกี่ยวข้อง ปฏิกิริยานี้อาศัยจุลชีพสองพวกใหญ่ ๆ ที่พึ่งพาอาศัยกัน (Symbiosis) การย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนนี้แบ่งออกเป็น 3 ขั้นตอน คือ Hydrolysis, Acid Formation และ Gas Formation (ตามรูปที่ 3.1, Lawrence และ McCarty, 1969)



รูปที่ 3.1 การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ

(Lawrence และ McCarty, 1969)



ก. การย่อยสลายที่ทำให้เกิดการกรด (Acid Formation หรือ Liquefaction)

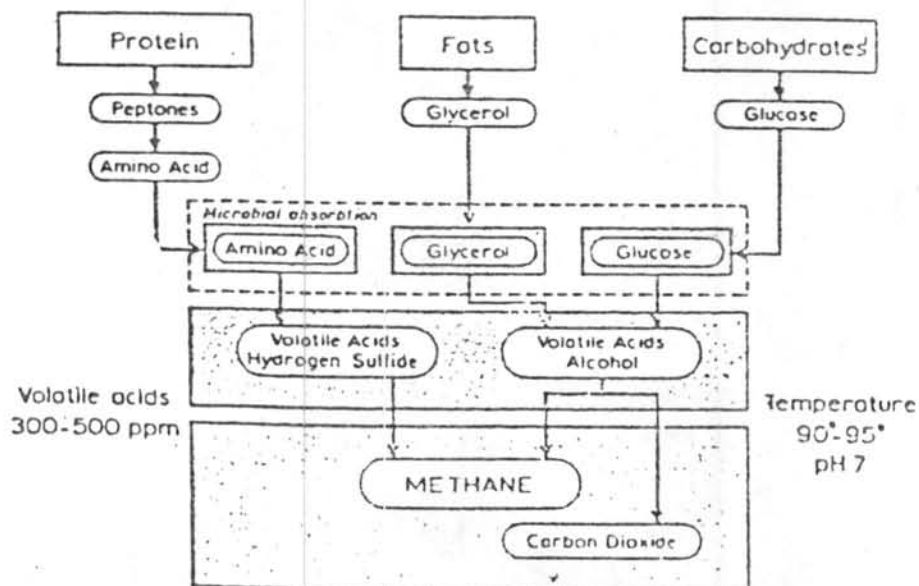
เกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดการกรด (Acid Former Bacteria) จุลินทรีย์พวกนี้มีทั้งจุลินทรีย์ชนิดที่ดำรงชีพโดยไม่ต้องใช้ออกซิเจนอิสระ แต่สามารถดำรงชีพอยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจนอิสระได้ (Facultative Bacteria) และจุลินทรีย์ชนิดที่ต้องดำรงชีพโดยไม่มีออกซิเจนอิสระเลย (Obligate Anaerobic Bacteria) จุลินทรีย์เหล่านี้จะย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีน คาร์โบไฮเดรตและไขมันให้เป็นกรดอินทรีย์ (Organic Acids) แอลกอฮอล์ (Alcohol) และอื่น ๆ บางครั้งเรียกการย่อยสลายในส่วนแรกนี้ว่าส่วนที่ไม่เกิดแก๊สมีเทน (Non-Methanogenic Phase) เนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในส่วนนี้เมื่อสิ้นสุดลงแล้วจะได้กรดอินทรีย์ (Organic Acids) สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำทิ้งจึงยังไม่ลดลง การย่อยสลายที่ทำให้เกิดการกรดนี้แบ่งได้เป็น 2 ขั้นตอน คือ

1. ขั้นแรก การย่อยสลายนอกเซลล์ โดยวิธีไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ไฮโดรไลซิสเป็นการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีน คาร์โบไฮเดรตและไขมัน ซึ่งมีโมเลกุลใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง จุลินทรีย์พวกแซพโรไฟติก (Saprophytic Bacteria) จะปล่อยน้ำย่อยออกจากเซลล์ (Extracellular Enzyme) ตามชนิดของสารอินทรีย์และย่อยสลายสารอินทรีย์ให้มีโมเลกุลเล็กลง โดยโปรตีนจะถูกย่อยสลายเป็นกรดอะมิโน (Amino Acid) คาร์โบไฮเดรตถูกย่อยสลายเป็นกลูโคส (Glucose) และไขมันถูกย่อยสลายเป็นกลีเซอรอล (Glycerol) และกรดไขมัน (Fatty Acid) (รูปที่ 3.2 และ 3.3) (Andrew และ Pearson, 1965)

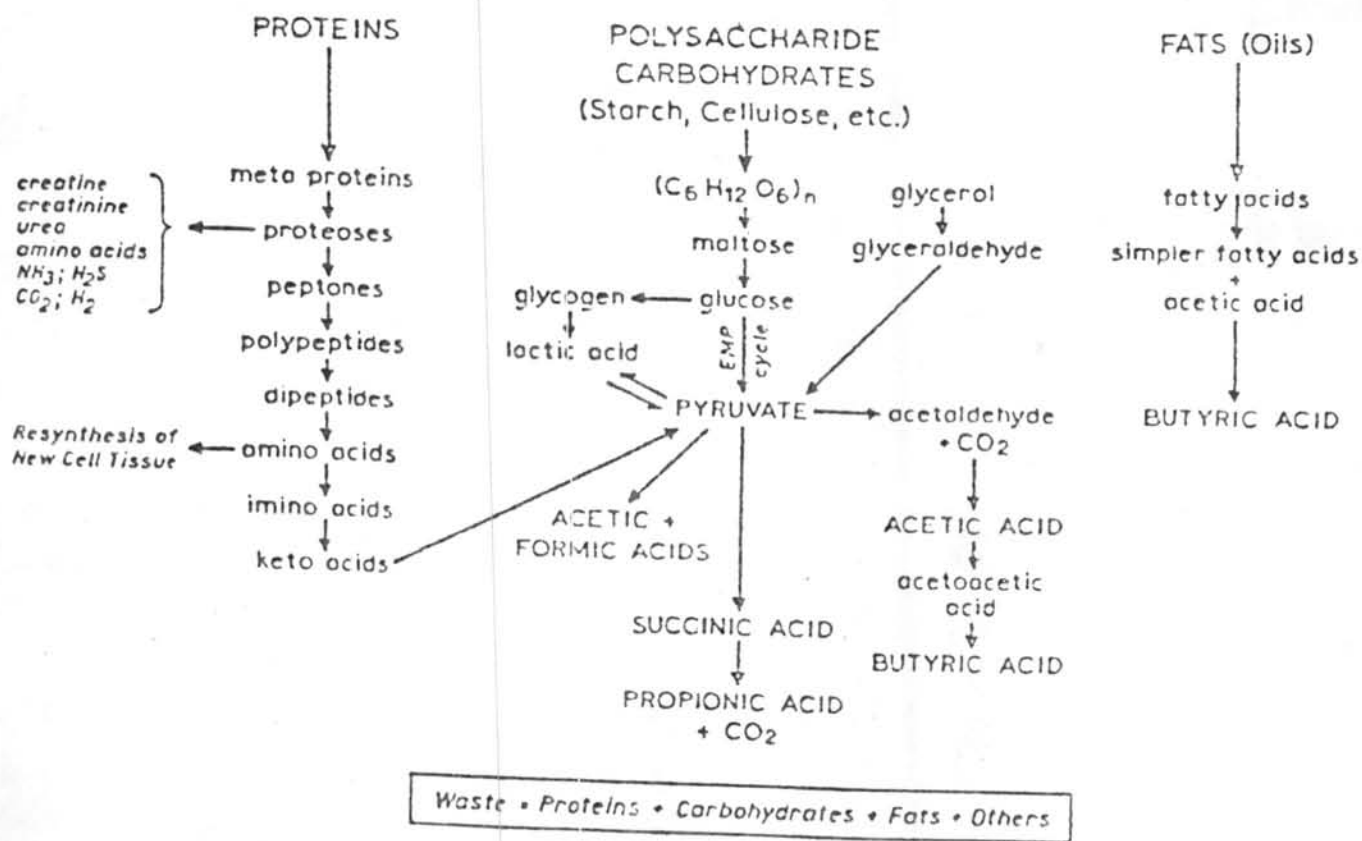
2. ขั้นที่ 2 การย่อยสลายภายในเซลล์ ขั้นนี้จุลินทรีย์จะดูดซึมสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็ก เข้าสู่เซลล์ย่อยสลายเป็นกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุล (Molecular Weight) ต่ำและมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 6 เรียกว่ากรดไวลาไทล์ (Volatile Acids) แอลกอฮอล์ คาร์บอนไดออกไซด์และแอมโมเนียพร้อมทั้งสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นด้วย

Pohland และ Bloodgood (1963) ได้ทำการทดลองพบว่า กรดไวลาไทล์ที่เกิดขึ้นในขั้นแรกได้แก่ กรดฟอร์มิก (Formic Acid) กรดอะซิติก (Acetic Acid) กรดไพรูวิก (Pyruvic Acid)

DIGESTION anaerobic — optimum operating state



รูปที่ 3.2 การย่อยสลาย Proteins, Fats และ Carbohydrates โดยจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Zajic, 1971)



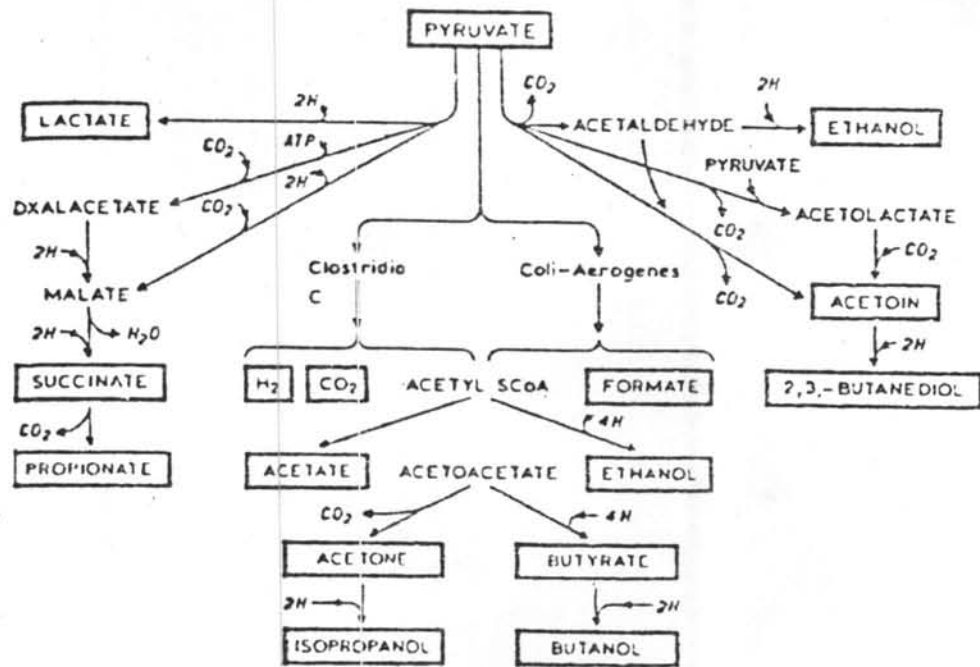
รูปที่ 3.3 การย่อยสลาย Pyruvate และสารอินทรีย์อื่น ๆ ภายใต้สภาวะ
ไร้ออกซิเจนอิสระ (Andrew และ Pearson, 1965)

(Propionic Acid) และกรดไอโซวาเลอริก (Isovaleric Acid) แต่การย่อยสลายกรดอะมิโน กลูโคสและกลีเซอรอลของจุลชีพ พบว่า ส่วนใหญ่ต้องเปลี่ยนเป็นกรดไพรูวิก (Pyruvic Acid) ก่อนเสมอแล้วกรดไพรูวิกจึงถูกย่อยสลายได้กรดอะซิติกและกรดโปรปิโอนิกเป็นส่วนใหญ่ นอกนั้น เป็นแอลกอฮอล์และแกสคาร์บอนไดออกไซด์ (ตามรูปที่ 3.3 และ 3.4)

การย่อยสลายที่ไม่ผ่านการเป็นกรดไพรูวิกก็มีบ้าง เช่น หนึ่งโมเลกุลของกลูโคสแตกตัว (Splitted) ภายใต้ออกซิเจนอิสระได้ สองโมเลกุลของกรดอะซิติกหรือกรดอะซิติกสามารถเกิดขึ้นได้จากการรวมตัวของคาร์บอนไดออกไซด์กับไฮโดรเจน ภายใต้ออกซิเจนหรือกรดไขมันที่มีขนาดใหญ่ (Long Chain Fatty Acids) เช่น กรดสเตียริก (Stearic Acid) กรดโอเลอิก (Oleic Acid) กรดปาล์มิติก (Palmitic Acid) เป็นต้น จะมีการย่อยสลายตาม Knoop's Beta Oxidation Theory ได้กรดอะซิติก

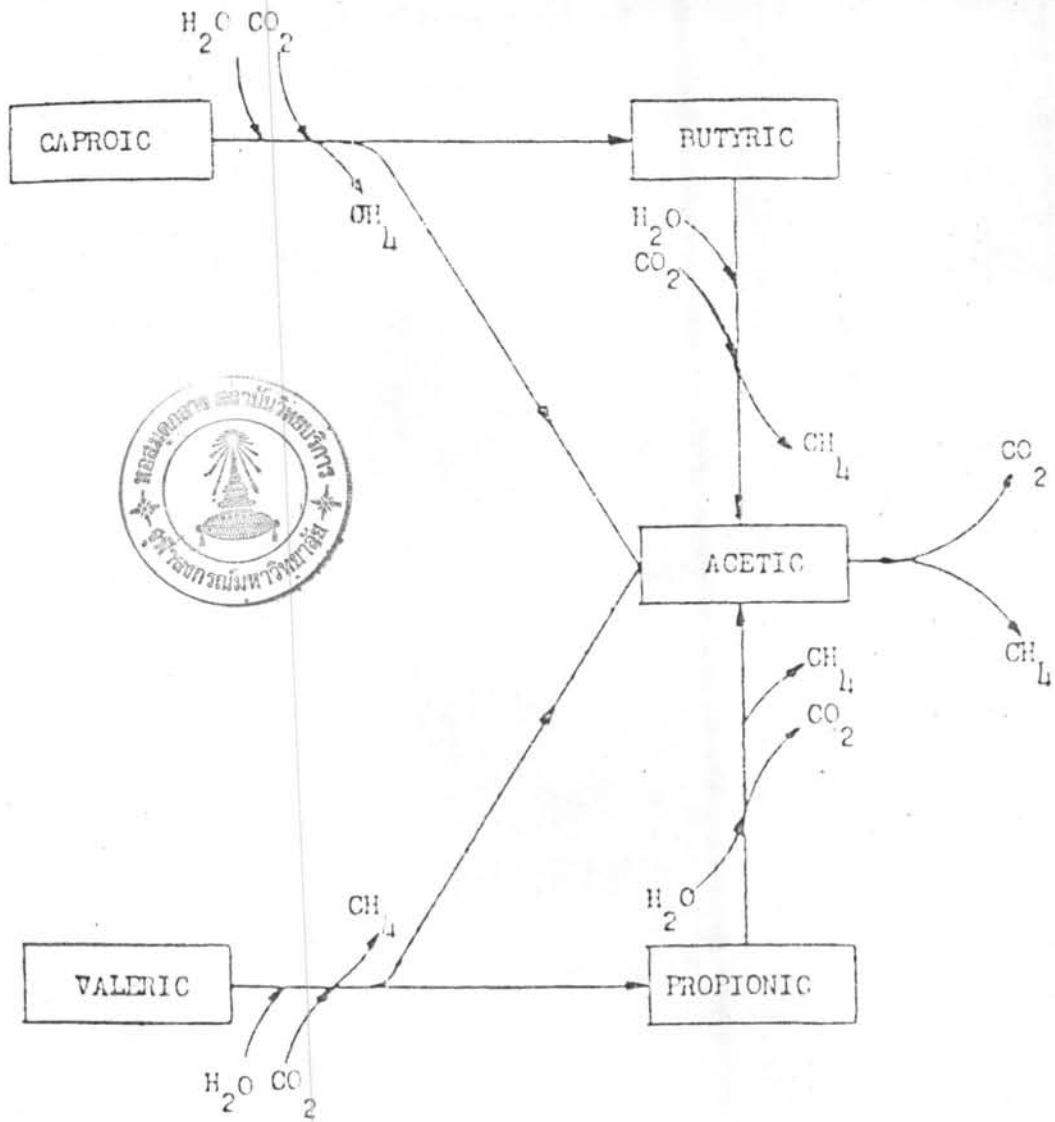
ข. การย่อยสลายกรดไขมันที่ก่อให้เกิดแกส (Methane Formation หรือ Gasification) โดยจุลชีพที่ทำให้เกิดแกสมีเทน (Methanogenic Bacteria) จุลชีพพวกนี้ไม่สามารถดำรงชีพอยู่ได้แม้มีออกซิเจนอิสระอยู่เพียงเล็กน้อย (Obligate Anaerobic Bacteria) เนื่องจากจุลชีพพวกนี้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีอะตอมใหญ่ได้จึงต้องอาศัยจุลชีพพวกที่ทำให้เกิดกรด (Acid Formation) ย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดไขมันแล้วจุลชีพพวกนี้จึงย่อยสลายกรดไขมันเป็นแกสมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ แกสอื่น ๆ และสร้างเซลล์ใหม่ (การดำรงชีพแบบ Symbiosis) ซึ่งบางครั้งเรียกรวมการย่อยสลายในส่วนนี้ว่าส่วนที่ทำให้เกิดแกสมีเทน (Methanogenic Phase) และหลังจากการย่อยสลายในส่วนนี้แล้วปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจึงลดลง

การย่อยสลายกรดไขมัน พบว่า กรดอะซิติกนั้นสามารถย่อยสลายเป็นแกสมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้เลยส่วนกรดอื่น ๆ เช่น กรดโปรปิโอนิกหรือกรดบิวทิริกเมื่อผ่านการย่อยสลายโดยจุลชีพครั้งแรกแล้วจะเกิดแกสมีเทนขึ้นเช่นกันแต่ยังมีกรดไขมันเหลืออยู่จึงต้องมีการย่อยสลายต่อไป (ดังรูปที่ 3.5) จุลชีพที่ทำการย่อยสลายกรดไขมันมีหลายกลุ่มมีลักษณะและวิธีการย่อยสลายกรดอินทรีย์แตกต่างกัน จุลชีพกลุ่มที่ย่อยสลายกรดพอร์มิกและแอลกอฮอล์จะเจริญ



รูปที่ 3.4 การเปลี่ยนแปลงของ Pyruvate ไปเป็นสารอินทรีย์อื่น ๆ

(Andrew และ Pearson, 1965)



รูปที่ 3.5 การย่อยสลายกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ (Long Chain Fatty Acids)

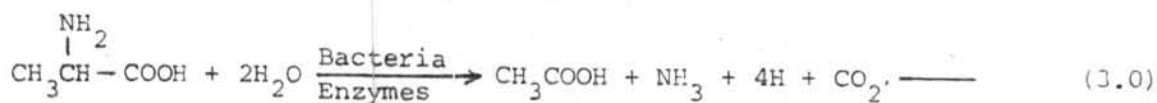
ให้เป็นกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็ก โดยจุลชีพทำให้เกิดแก๊สมีเทน

(Andrew และ Pearson, 1965)

เติบโตได้รวดเร็วกว่ากลุ่มอื่น ๆ แต่จุลชีพกลุ่มที่สำคัญ คือจุลชีพที่ย่อยสลายกรดอะซิติกและกรดโปรพิโอนิกซึ่งเป็นกลุ่มที่เจริญเติบโตช้า

3.1.3 สมการแสดงการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลชีพชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

ก. การย่อยสลายโปรตีน



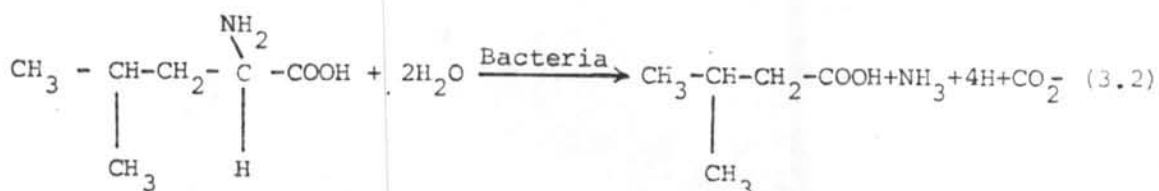
Alanine

Acetic Acid



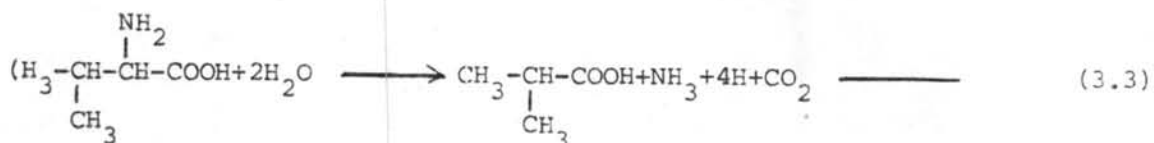
Serine

Pyruvic Acid



Leucine

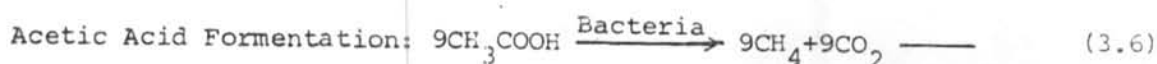
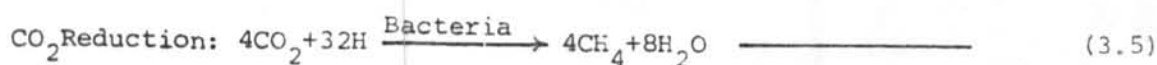
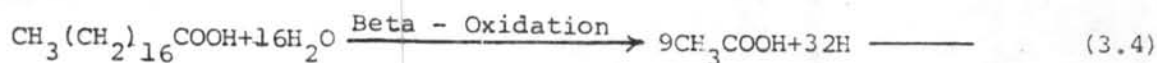
Isovaleric Acid



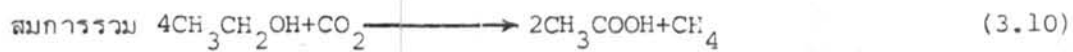
Valine

Isobutyric Acid

ข. การย่อยสลายไขมัน



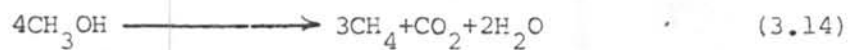
ค. การย่อยสลายแอลกอฮอล์ ใช้จุลชีพ 2 ชนิด คือ Methanobacterium omelianski และ Methanobacterium ruminantium



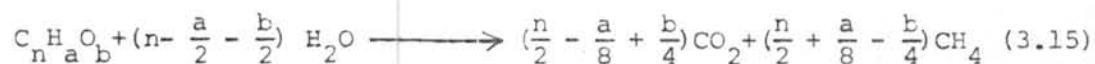
ง. การย่อยสลายกรดโพรพิโอนิก ใช้จุลชีพพวก Methanobacterium propionium



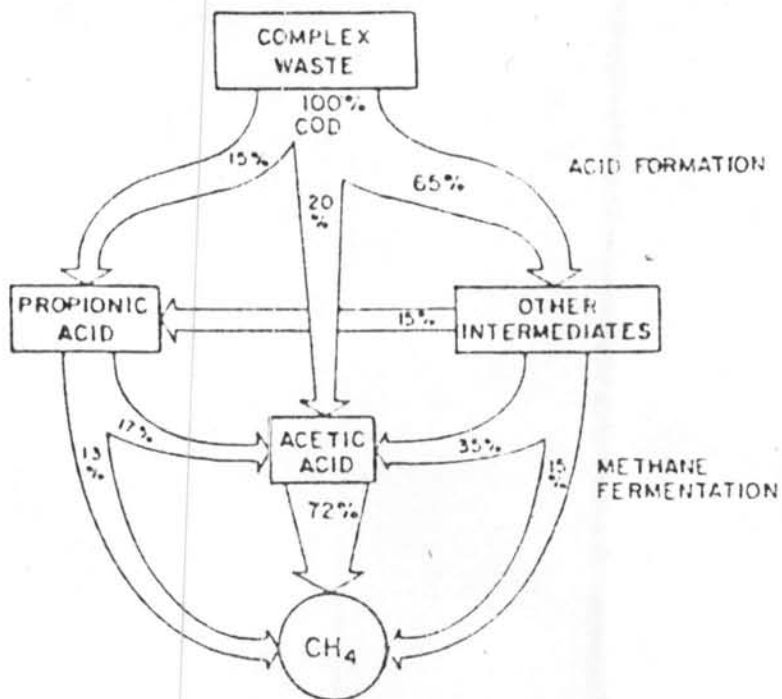
จ. การย่อยสลายเมทานอล (Methanol) ใช้จุลชีพพวก Methanobacterium barkeri



การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมีสมการตามที่กล่าวมาแล้วและยังมีอีก เป็นจำนวนมาก ดังนั้น เพื่อให้ง่ายต่อการเข้าใจสามารถเขียนสมการการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจำพวกแป้งและน้ำตาลได้ดังนี้



McCarty (1964) แสดงการเปลี่ยนแปลงของการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลชีพชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระดังรูปที่ 3.6 และปริมาณแก๊สมีเทนที่เกิดขึ้นไว้ว่า



รูปที่ 3.6 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์โดยปฏิกิริยาชีวเคมีแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ
(McCarty, 1964)

1 ปอนด์ B.O.D. หรือ C.O.D. ที่ถูกย่อยสลายจะได้แก๊สมีเทน 5.62 ลบ.ฟุต ที่ความดันบรรยากาศ (หรือ 1 กก. B.O.D. หรือ C.O.D. ที่ถูกย่อยสลายจะได้แก๊สมีเทน 0.351 ลบ.ม. ที่ความดันบรรยากาศ)

3.1.4 ลักษณะการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิก เครื่องกรองแอนแอโรบิกเป็น เครื่องมือกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระที่มีลักษณะเป็นถังรูปทรง ครอบงายในบรรจุตัวกรอง (Filter Media) น้ำทิ้งไหลจากข้างล่างของถังขึ้นสู่ด้านบน ดังนั้น จุลชีพภายในถังกรองจะมีความเป็นอยู่ 2 ลักษณะ คือ เกาะหลวม ๆ อยู่กับตัวกรองลักษณะ หนึ่งและอยู่ในช่องว่างระหว่างตัวกรองอีกลักษณะหนึ่ง เมื่อน้ำทิ้งไหลเข้าส่วนล่างของเครื่องกรอง แอนแอโรบิกจะสัมผัสกับจุลชีพที่ตกตะกอนอยู่กันถัง ซึ่งจะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทำให้เกิด แก๊สต่าง ๆ แก๊สเหล่านี้จะเกาะอยู่ตามตะกอนจุลชีพทั้งแก๊สและความเร็วของน้ำทิ้งที่ไหลขึ้นในเครื่อง กรองแอนแอโรบิก จะพาตะกอนจุลชีพลอยขึ้นสู่ด้านบนของถังระหว่างที่น้ำทิ้งไหลขึ้นสู่ด้านบนนี้ สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งยังคงถูกย่อยสลายโดยตะกอนจุลชีพที่ถูกพาขึ้นมาและจุลชีพที่เกาะติดอยู่กับตัว กรองที่น้ำทิ้งไหลผ่าน การลอยขึ้นของตะกอนจุลชีพทำให้ตะกอนจุลชีพกระทบกับตัวกรองแก๊สที่ เกาะติดอยู่จึงหลุดออกและตะกอนจุลชีพรวมตัวกันมีขนาดใหญ่ขึ้นมีน้ำหนักมากขึ้น ตะกอนจึงตกลง มายังส่วนล่างของถังเป็นการนำตะกอนจุลชีพมาใช้ในระบบอีก (Recycle) ตะกอนบางส่วน จะติดออกมากับน้ำที่ออกจากเครื่องกรองแอนแอโรบิกคือตะกอนจุลชีพที่ระบบกำจัดต้องสูญเสียไป นอกจากนั้นตัวกรองยังทำหน้าที่กระจายการไหลของน้ำทิ้ง ทำให้น้ำทิ้งได้สัมผัสกับตะกอนจุลชีพ อย่างทั่วถึงโดยไม่เกิดการลัดวงจรแม้จะไม่มีภาวน

3.1.5 ความสัมพันธ์ระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์กับการเจริญเติบโตของจุลชีพ ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งโดยจุลชีพทั้งแบบที่ใช้ออกซิเจนอิสระและไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ จุลชีพจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานในการดำรงชีพและสร้างเซลล์ใหม่และจะมีเซลล์บางส่วนตายลงจึงสามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้

อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลชีพ	=	อัตราการสร้างเซลล์ - อัตราการสลายตัว
หรือ dx/dt	=	$Yg(dF/dt) - bx$ (3.16)
เมื่อ dx/dt	=	อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลชีพ (น้ำหนัก/ปริมาตร/เวลา)
x	=	ความเข้มข้นของจุลชีพในถังปฏิกรณ์ (น้ำหนัก/ปริมาตร)
dF/dt	=	อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (น้ำหนัก/ปริมาตร/เวลา)
Yg	=	สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลชีพ (น้ำหนัก/น้ำหนัก)
b	=	สัมประสิทธิ์การสลายตัวของจุลชีพ (เวลา ⁻¹)

3.1.6 การเพิ่มปริมาณของจุลชีพ (Biological Solids Production) การเพิ่มปริมาณของจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยวิธีการทางชีววิทยานั้น สามารถคำนวณจากสมการที่ 3.16 ได้แต่จะต้องทราบค่าสัมประสิทธิ์ของการเจริญเติบโตและสัมประสิทธิ์ของการตายของจุลชีพซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดและส่วนประกอบของน้ำทิ้งแต่ละชนิด ดังแสดงในตารางที่ 3.3 ในการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกคาร์โบไฮเดรตจะมีการเพิ่มจุลชีพมากกว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีนและไขมัน (McCarty, 1964)

ปริมาณของจุลชีพต่อสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไปจะลดลงเมื่อระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพ (SRT หรือ θ_c) เพิ่มขึ้น (รูปที่ 3.7) ทั้งนี้เพราะว่าเมื่อระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพยาวขึ้น การสลายตัว (decay) ของจุลชีพจะมากขึ้น เพื่อนำพลังงานไปใช้ในการดำรงชีพ (Yong และ McCarty, 1969) ดังนั้น เครื่องกรองแอนแอโรบิกจึงช่วยลดปัญหาการกำจัดกากตะกอนจุลชีพ (Sludge) เพราะเครื่องกรองแอนแอโรบิกมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอนสูงมาก

3.1.7 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสม สิ่งที่มีชีวิตทุกชนิดจะเจริญเติบโตและดำรงชีวิตอยู่ได้นั้นนอกจากจะต้องการอาหารแล้วยังต้องอยู่ในสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมอีกด้วย จุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งก็เช่นเดียวกับสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ และเนื่องจากปริมาณจุลชีพในระบบ

ตารางที่ 3.1 ค่า SRT ค่าที่สูงสุด

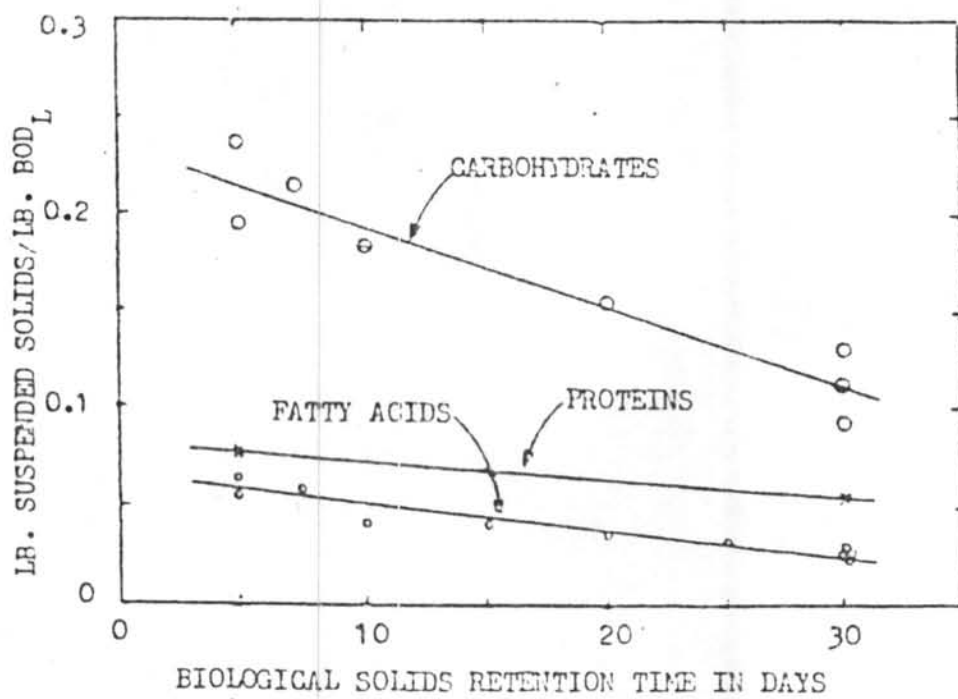
Energy	SRT _m (วัน)				References
	35°C	30°C	25°C	20°C	
Acetic Acid	3.1	4.2	4.2	-	Lawrence et.al (1969)
Propionic Acid	3.2	-	2.8	-	"
Butyric Acid	2.7	-	-	-	"
Acetic Acid	-	-	-	7.8	เสริมพล รัตนสุข (2518)
Municipal Sludge	2.8	-	7.5	1.0	"

ตารางที่ 3.2 Growth Rate of Methane Organisms

Substrate	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	Residence time (วัน)	Reference
Methanol	35	2	Speece และ McCarty (1964)
Formate	35	3	"
Acetrate	35	5	"
Propionate	35	7.5	"

ตารางที่ 3.3 Growth Yield and Decay Coefficient of Various Substrate

Substrate	Y_g (มก./มก.)	b (วัน ⁻¹)	Reference
Starch and Glucose	0.046	0.088	Speece และ McCarty (1964)
Amine and Fatty Acid Protien from	0.054	0.038	"
Nutrient Broth	0.076	0.014	"
Acetic Acid	0.040	0.019	Lawrence และ McCarty (1969)
Propionic Acid	0.042	0.010	"
Butyric Acid	0.047	0.027	"



รูปที่ 3.7 การเพิ่มปริมาณตะกอนจุลชีพในการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

กำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจะแปรตามความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของระบบกำจัด ดังนั้น เพื่อให้ระบบกำจัดน้ำทิ้งทำงานได้ผลดีจึงจำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมของระบบกำจัดให้เหมาะสมกับจุลชีพในระบบ เพื่อให้จุลชีพในระบบเจริญเติบโตได้ดีที่สุด สำหรับระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระนั้นมีจุลชีพ 2 พวกทำงานต่อเนื่องกันตามที่กล่าวมาแล้ว ดังนั้น จำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมไว้ให้มีสภาพเหมาะสมที่จะทำให้จุลชีพทั้ง 2 พวกอยู่ด้วยกันได้เป็นอย่างดี ซึ่งนอกจากจะต้องรักษาระบบให้อยู่ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระแล้วยังจะต้องคำนึงถึงสิ่งเหล่านี้อีกด้วย คือ

ก. อุณหภูมิ การย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระนั้นอุณหภูมิที่เหมาะสมมีอยู่ 2 ช่วง คือ ระหว่าง 30 ถึง 38 องศาเซลเซียส ช่วงหนึ่งจุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า "มีโซฟิลิค แบคทีเรีย" (Mesophilic Bacteria) และอุณหภูมิระหว่าง 49 ถึง 57 องศาเซลเซียส อีกช่วงหนึ่งจุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า "เทอร์โมฟิลิค แบคทีเรีย" (Thermophilic Bacteria) และการทำงานของจุลชีพในช่วง 49-57 องศาเซลเซียส หรือเทอร์โมฟิลิค ดีกว่า 30-38 องศาเซลเซียสหรือมีโซฟิลิค

การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างรวดเร็วเป็นอันตรายต่อจุลชีพ เช่น *Escherichia Coli* จะตายประมาณร้อยละ 95 เมื่ออุณหภูมิลดลงอย่างรวดเร็วจาก 45 องศาเซลเซียส เป็น 10 องศาเซลเซียส แต่ถ้าค่อย ๆ ลดอุณหภูมิลงโดยใช้เวลาประมาณ 30 นาที จะพบว่าจุลชีพพวกนี้ไม่ตายเลย โดยทั่วไปเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น 10 องศาเซลเซียส ปฏิกิริยาชีวเคมีจะเกิดได้เร็วขึ้นเท่าตัว Buswell ได้ทำการทดลอง พบว่า แกสมีเทนจะเกิดได้ที่อุณหภูมิ 0-85 องศาเซลเซียส แต่จะเกิดได้ดีที่ มีโซฟิลิค และ เทอร์โมฟิลิค การลดหรือเพิ่มอุณหภูมಿಯ่างกะทันหัน แม้เพียง 2-3 องศาเซลเซียสจะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงต่อการเกิดแกสมีเทน (Kotze', et. al. 1969)

Lawrence และ McCarty (1969) ได้แสดงให้เห็นว่าอุณหภูมิและระยะเวลาการเก็บกักตะกอน (SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทางชีววิทยา

แบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระดังในรูปที่ 3.8 ซึ่งจะเห็นได้ว่า เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นและระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจะลดลงที่ประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งคงเดิม หรือถ้าอุณหภูมิลดลงและระยะเวลาการเก็บกักตะกอนที่ต้องการจะต้องเพิ่มขึ้นเพื่อรักษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้คงเดิม

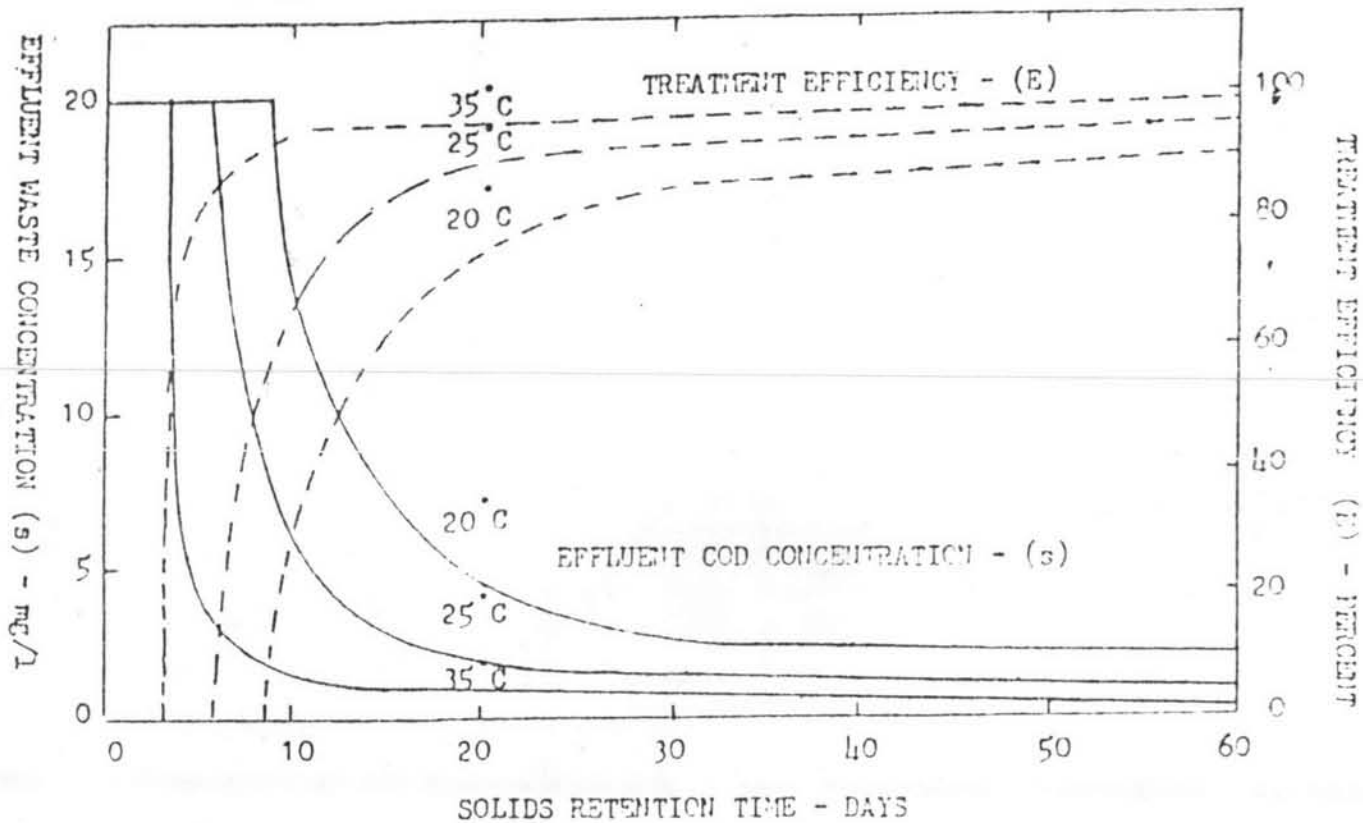
ข. ความต้องการสารอาหารที่จำเป็น (Nutrient Requirement)

จุลชีพที่ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยา ต้องการธาตุหลายชนิดในการเจริญเติบโต ธาตุที่สำคัญได้แก่ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) และฟอสฟอรัส (P) Speece และ McCarty (1962) แสดงให้เห็นว่า แบคทีเรียชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจน เมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์เท่ากับ 9.4 (Cell Weight/N = 9.4) Sanders และ Bloodgood (1965) ได้ทำการศึกษาพบว่า จุลชีพชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระต้องการฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณธาตุไนโตรเจนที่ประกอบเป็นเซลล์ (N/P = 7) และ McCarty (1964) กล่าวว่าปริมาณธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งอย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วนดังนี้ $B.O.D._L : N : P$ เท่ากับ 100:1.1:0.2

ค. สภาพความเป็นกรดและด่าง (Acidity และ Alkalinity)

สภาพความเป็นกรดและด่างของน้ำในระบบกำจัดเป็นสิ่งสำคัญสำหรับการทำงานของจุลชีพในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอย่างมาก เพราะกรดโวลลาไทล์ที่เกิดจากแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (Acid Former Bacteria) เป็นพิษต่อแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแกมมีเทน ดังนั้น ถ้าเกิดการสะสมของกรดโวลลาไทล์ขึ้นในระบบจะทำให้ พี เอช (pH) ต่ำลงจึงรบกวนการทำงานของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดมีเทน ดังนั้น ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระลดลง

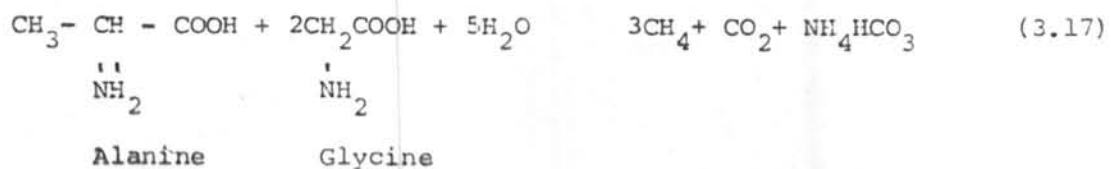
McCarty (1964) พบว่า พี เอชที่เหมาะสมสำหรับกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอยู่ในช่วงระหว่าง 6.6-7.6 ถ้าค่าสูงหรือต่ำกว่านี้



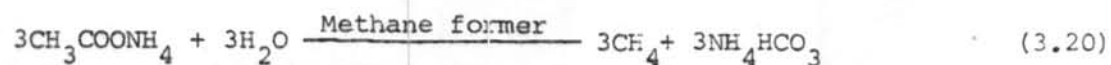
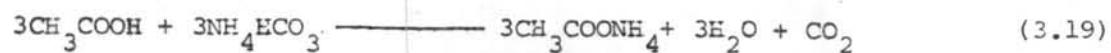
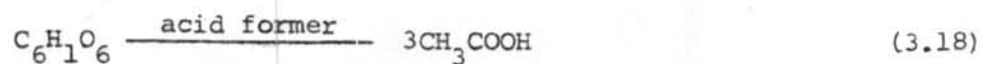
รูปที่ 3.8 แสดงความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพในการย่อยสลายสารอินทรีย์และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Lawrence et.al., 1969)

ประสิทธิภาพของระบบกำจัดจะลดลงและถ้าค่าพีเอชต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพจะลดลงอย่างรวดเร็ว ดังนั้น ค่าพีเอชที่นิยมใช้ในการควบคุมระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอยู่ในช่วง 6.8-7.2 ซึ่งสามารถทำได้โดยการควบคุมปริมาณของกรดโวลลาไทล์ (Volatile Acids) และปริมาณด่าง (Alkalinity) โดยปกติปริมาณกรดโวลลาไทล์ควรมีประมาณ 50-500 กรัมต่อ ลบ.ม. เมื่อคิดอยู่ในรูปของ CH_3COOH หากปริมาณของกรดโวลลาไทล์มีมากกว่า 2,000 กรัมต่อ ลบ.ม. เมื่อคิดอยู่ในรูปของ CH_3COOH แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบกำจัดลดลง หรืออัตราส่วนระหว่างกรดโวลลาไทล์และสภาพความเป็นด่างต้องไม่เกิน 0.3-0.4 (JWPCF Manual of practice No. 16)

สภาพความเป็นด่างในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเกิดจากปฏิกิริยาชีวเคมีในระบบซึ่งส่วนใหญ่เกิดจากเกลือแอมโมเนียม (Ammonium Salt) เช่น แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) และแอมโมเนียมอะซิเตต ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) Pohland (1964) ได้พบว่า เกลือแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตเกิดขึ้นดังสมการ



และแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตจะทำให้กรดโวลลาไทล์สะเทิน (Neutralized) และเมื่อกรดโวลลาไทล์ถูกย่อยสลายไปแล้วจะได้แอมโมเนียมไบคาร์บอเนตกลับมามีดังสมการ



นอกจากนั้นการเปลี่ยนแปลงพีเอชภายในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระยังเกิดจากปริมาณแกสคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นอีกด้วย โดยมีความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชไบคาร์บอเนต (Bicarbonate) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) และร้อยละของแกสคาร์บอนไดออกไซด์ดังสมการ

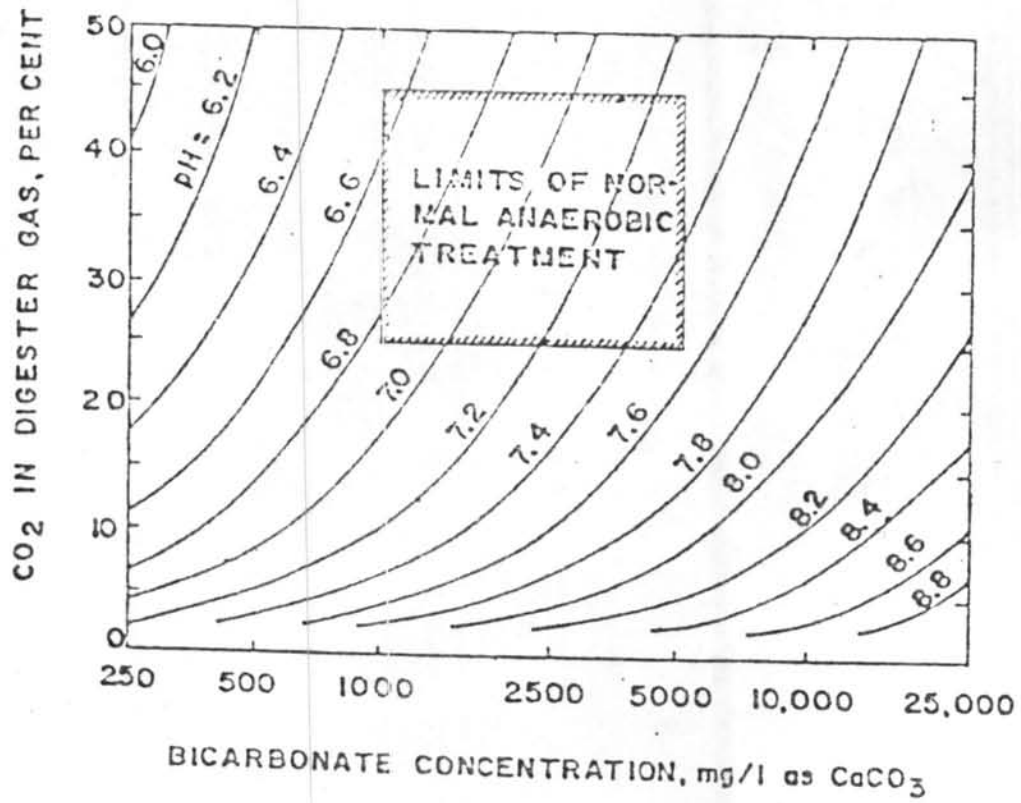
$$\text{pH} = 5.14 - \log (\% \text{CO}_2) + \log \text{HCO}_3^- \quad (3.21)$$

McCarty (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชและปริมาณไบคาร์บอเนตที่เหมาะสมสำหรับระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระคงรูปที่ 3.11 และได้ชี้ให้เห็นว่า สภาพความเป็นค่าในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระไม่ควรต่ำกว่า 1,000 ก.ต่อ ลบ.ม. เมื่อคิดในรูปของ CaCO_3 เพื่อไม่ให้พีเอชต่ำลงจนเป็นอันตรายต่อจุลชีพในระบบ

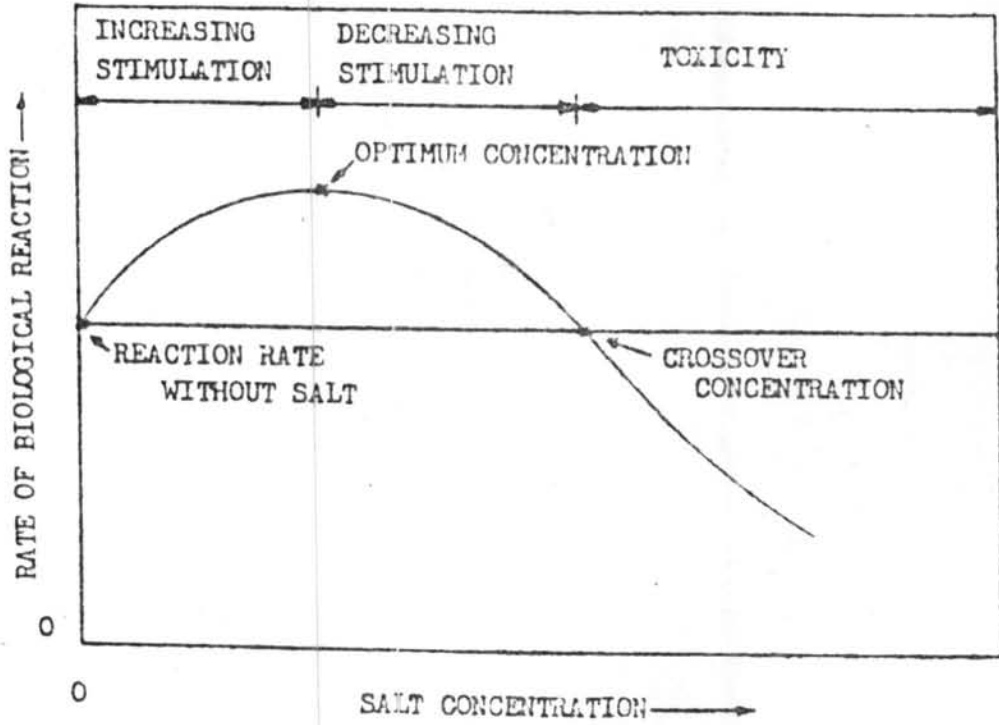
ง. สารพิษ (Toxic Materials) การกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาน้ำทิ้งที่นำมาจะต้องไม่มีสารเป็นพิษต่อจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมีหลายชนิด ความรุนแรงของพิษขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ๆ (McCarty, 1964) ความเป็นพิษมีตั้งแต่เป็นพิษโดยตรง (Toxic) ยับยั้งการทำงานของจุลชีพ (Inhibited) แต่อย่างไรก็ตาม ถ้าสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยพอเหมาะก็อาจช่วยกระตุ้นให้แบคทีเรียทำงานอย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้นได้ รูปที่ 3.10 สารที่เป็นพิษต่อจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสามารถแบ่งเป็นพวกใหญ่ ๆ ได้ 5 ชนิด คือ

1. พิษของกรดโวลาทิล (Volatile Acids Toxicity)

กรดโวลาทิลเป็นพิษต่อจุลชีพพวกที่ทำให้เกิดแกสมีเทนในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระทำให้เกิดแกสมีเทนน้อยลง McCarty และ McKinney (1961) ได้ทำการทดลองพบว่า แม้มีกรดโวลาทิลสูงถึง 10,000 กรัมต่อ ลบ.ม. เมื่อเทียบเป็น CH_3COOH ก็จะไม่เป็นพิษโดยตรงต่อจุลชีพถ้ามีปริมาณของสารปรับสภาพ (Buffer Capacity) เพียงพอถ้าไม่พอจะทำให้พีเอชต่ำลงทำให้จุลชีพที่ทำให้เกิดแกสมีเทนทนอยู่ไม่ได้ การแก้พิษของกรดโวลาทิลทำได้โดยลดปริมาณอัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) หรือเติมสารปรับสภาพ เช่น โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) และใช้ระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) ในระบบกำจัดให้นานขึ้น



รูปที่ 3.9 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช (pH) กับความเข้มข้นของ
Bicarbonate Alkalinity ที่อุณหภูมิ 95°F (McCarty, 1964)



รูปที่ 3.10 อิทธิพลของเกลือต่อปฏิกิริยาการทำงานของจุลชีพชนิดที่ไม่ใช่ซัลโฟแบคทีเรีย
อีสระ (McCarty, 1964)

การที่กรดโวลลาไทล์เพิ่มมากขึ้น พีเอชจะลดลงทำให้เป็นพิษต่อจุลชีพ ไฮโดรเจนไอออน H^+ ที่แตกตัวมากขึ้นจะยับยั้งการทำงานของจุลชีพ Kotze, et. al. (1969) กล่าวว่า Stainer ได้ทดลองพบว่า โมเลกุลของกรดอ่อน (Weak Acid) และด่างอ่อน (Weak Base) ที่ไม่แตกตัวเป็นไอออน (Ionic Form) นั้นสามารถผ่าน (Penetrate) เข้าไปในเซลล์ของ จุลชีพได้เร็วมาก เช่น กรดอ่อนที่พีเอชต่ำจะไม่แยกตัวเป็นไอออนเมื่อผ่านเข้าเซลล์จุลชีพจะผ่าน ได้ง่าย ทำให้พีเอชภายในเซลล์จุลชีพลดลง จุลชีพจึงตายและด่างอ่อนที่พีเอช (pH) สูงก็ให้ ผลเช่นเดียวกัน

2. พิษของเกลืออนินทรีย์ (Inorganic Salt Toxicity) เกลือ ของสารอนินทรีย์พวกที่มีพิษต่อจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ เช่น เกลือของธาตุอัลคาไล (Alkalai) และอัลคาไลเอิร์ท (Alkalai Earth) ได้แก่เกลือ ของธาตุโซเดียม (Na), โพแทสเซียม (K), แคลเซียม (Ca) และแมกนีเซียม (Mg) เกลือ เหล่านี้จะแยกตัวให้ Cations ที่เป็นพิษมากกว่า Anions ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณของ Cations ด้วยว่ามีปริมาณมากน้อยเพียงใด (McCarty และ Mckinney, 1961; Kugelman และ McCarty, 1965) ปริมาณของ Cations ของเกลืออนินทรีย์ที่มีผลต่อระบบกำจัดสารอินทรีย์ ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระดูได้จากตารางที่ 3.4

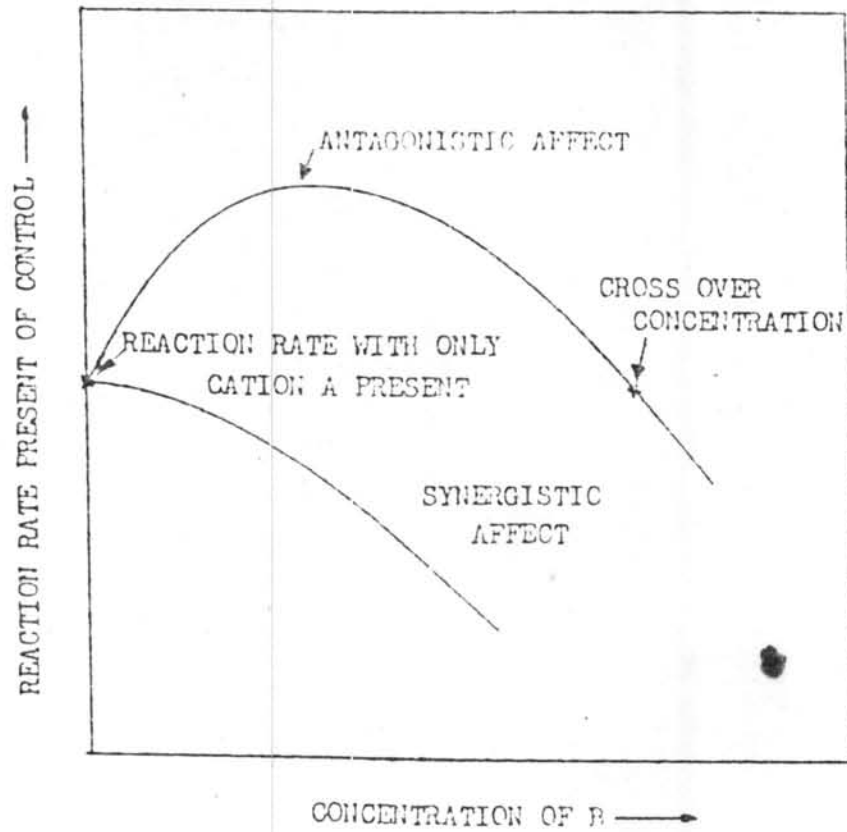
ความเป็นพิษของ Cations แต่ละชนิดจะรุนแรงไม่เท่ากันดังตารางที่ 3.4 Cations ที่มีวาเลนซ์ (Valency) เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อจุลชีพน้อยกว่า Cations ที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 และพิษของ Cations ที่มีน้ำหนักอะตอมมากจะมีพิษต่อจุลชีพมากกว่า Cations ที่มีน้ำหนักอะตอม น้อย ดังนั้น พิษของ Ca^{++} และ Mg^{++} จะมีพิษมากกว่าพิษ Na^+ และ K^+ ถึง 10 เท่า Cations สามารถกระตุ้นการทำงานของจุลชีพได้เนื่องจาก Cations เหล่านี้จะทำหน้าที่เป็นตัว Metallic Activators แต่อย่างไรก็ดี ถ้าปริมาณของ Cations มีมากเกินไปก็เกิดเป็น พิษต่อจุลชีพได้

ตารางที่ 3.4 ปริมาณ Cations ที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

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

ความเป็นพิษของ Cations นั้นสามารถลดลงได้โดยการทำ Antagonism (McCarty, 1964) กล่าวคือ เมื่อมี Cations ซึ่งเป็นพิษต่อจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอยู่ชนิดหนึ่ง ถ้ามี Cations อีกชนิดหนึ่งอยู่ด้วยจะทำให้ความเป็นพิษของ Cations ชนิดแรกลดลงได้ เช่น พิษของ Na^+ เข้มข้น 3,500 กรัมต่อ ลบ.ม. สามารถทำให้หมดไปได้ ถ้ามี Ca^{++} และ Mg^{++} มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50-1,000 กรัมต่อ ลบ.ม. (McCarty และ McKinney, 1961) แต่ในทางตรงกันข้าม Cations บางชนิดจะไปเพิ่มพิษของ Cations อีกชนิดหนึ่งเมื่ออยู่ร่วมกัน ปรากฏการณ์เช่นนี้เรียกว่า Synergism ดังรูปที่ 3.11

3. พิษของโลหะหนัก (Heavy Metals Toxicity) อีออนของโลหะหนักเป็นพิษต่อจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระซึ่งอาจจะเพียงยับยั้งการเจริญเติบโตหรือทำให้ตายได้ McCarty (1964) ได้สรุปไว้ว่า โลหะที่มีวาเลนซ์สูงมีพิษมากกว่าโลหะที่มีวาเลนซ์ต่ำ เช่น Cr^{+6} พิษมากกว่า Cr^{+3} นอกจากนั้น พิษของโลหะหนักยังขึ้นกับความสามารถในการละลายน้ำของโลหะนั้น (Solubility) เช่น เหล็กและอะลูมิเนียมจะไม่เป็นพิษเนื่องจากเกลือของโลหะทั้งสองละลายน้ำได้น้อยและพิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยยังขึ้นกับปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำทั้งเพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมกับโลหะหนักได้ เกลือซัลไฟด์ซึ่งไม่ละลายน้ำ



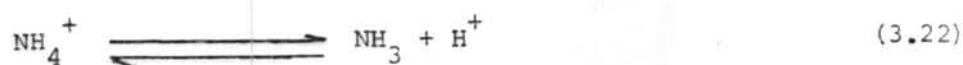
รูปที่ 3.11 แสดงความสัมพันธ์ของ Cations 2 ชนิด คือ A และ B ซึ่งเมื่อ
อยู่ด้วยกันแล้วอาจจะเกิด Antagonism หรือ Synergism
(McCarty et.al., 1961)

จึงไม่เป็นพิษ ดังรูปที่ 3.12 1 กรัมของไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมตัวกับ 1.8 - 200 กรัมของโลหะหนักกลายเป็นเกลือและตะกอน ถ้าน้ำทิ้งมีปริมาณของไฮโดรเจนซัลไฟด์ไม่เพียงพอที่จะทำให้เกลือซัลไฟด์ตกตะกอนได้สามารถแก้ไขได้โดยการเติมเกลือซัลไฟด์ (Sulfide Salts) ลงไป เช่น โซเดียมซัลไฟด์ (Na_2S) หรือเติมเกลือซัลเฟต (Sulfate Salts) ลงไปเกลือทั้งสองชนิดจะถูกปลดออกซิเจนไปเป็นซัลไฟด์ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนทำให้ลดพิษของโลหะหนักได้

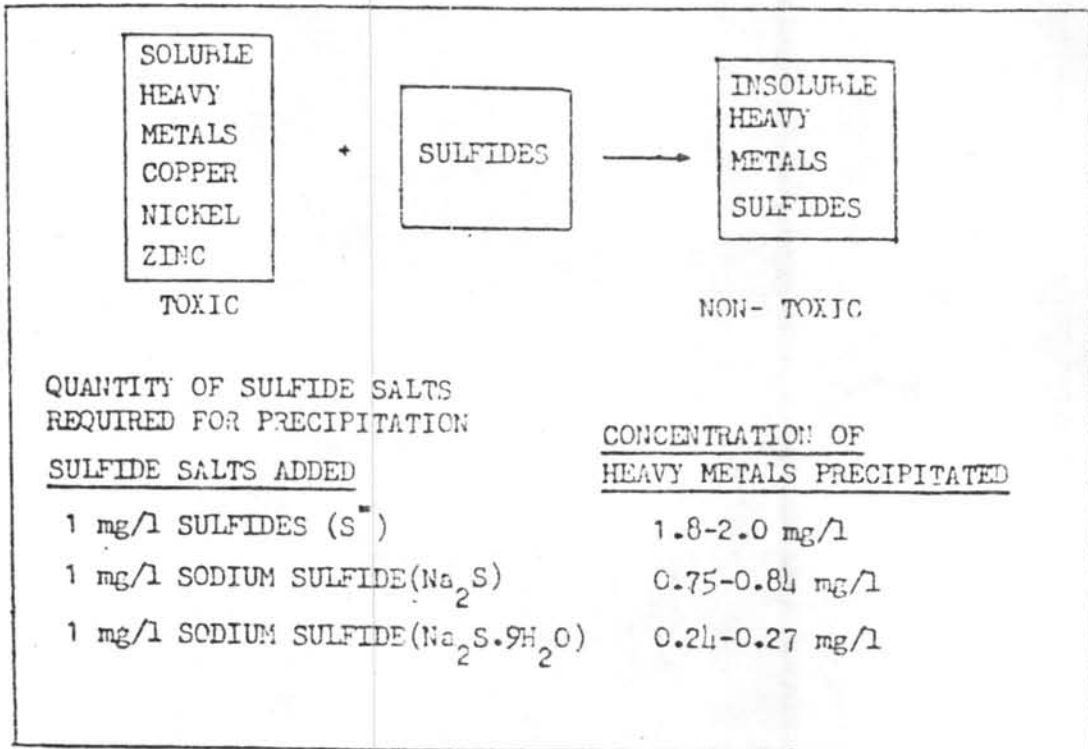
Mosey และ Hughes (1975) ได้ทำการทดลอง พบว่า พิษของสังกะสีมีน้อยกว่าทองแดงเค็ด เมียมและนิกเกิล พิษของสังกะสีไม่ขึ้นอยู่กับพีเอช คือสามารถมีผลต่อจุลชีพที่พีเอชใด ๆ แต่ถ้าพีเอชสูงถึง 7.6 สังกะสีจะตกตะกอนในรูปของ ZnCO_3 ปริมาณของโลหะหนักที่ทำให้ระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระหมดประสิทธิภาพ แสดงไว้ในตารางที่ 3.5

4. พิษของแก๊สบางชนิด

ก. พิษของแอมโมเนีย (Ammonia Toxicity) แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ด้วย เช่น โปรตีนจะมีแอมโมเนียอออน (NH_4^+) หรือแก๊สแอมโมเนีย (NH_3) โดยสาร 2 ตัวนี้จะเปลี่ยนไปมาขึ้นอยู่กับพีเอช ดังสมการที่ 3.22



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 จะมีแอมโมเนียอออน (NH_4^+) มากกว่าแก๊สแอมโมเนีย (NH_3) และถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 จะมีแก๊สแอมโมเนีย (NH_3) มากกว่าแอมโมเนียอออน (NH_4^+) แก๊สแอมโมเนีย (NH_3) จะยับยั้งการทำงานของจุลชีพหรือเป็นพิษต่อจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมากกว่าแอมโมเนียอออน (NH_4^+) (McCarty, 1962) สำหรับการวิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) ในห้องปฏิบัติการจะได้ทั้งแอมโมเนียอออน (NH_4^+) และแก๊สแอมโมเนีย (NH_3) รวมกันปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนแสดงไว้ในตารางที่ 3.6 การที่จะลดพิษแอมโมเนียไนโตรเจนทำได้โดยการเจือจางน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบ อันเป็นผลให้ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนลดลงด้วย หรือจะทำได้โดยวิธีกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากรู้น้ำทิ้งก่อนที่จะเข้าสู่ระบบ



รูปที่ 3.12 ปฏิกิริยาการทำลายพิษของโลหะหนัก (Heavy Metals โดยซัลไฟด์ (S^{2-})
ในสถานะไร้ออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

ตารางที่ 3.5 ปริมาณของโลหะหนักที่จะทำให้ระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจน
หมดประสิทธิภาพ

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

ตารางที่ 3.6 ผลของแอมโมเนีย - ไนโตรเจน ต่อระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้
ออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

Ammonia Nitrogen	หน่วย	Affect on Anaerobic Treatment
50 - 200	กรัมต่อ ลบ.ม.	Beneficial
200 - 1,000	"	No Adverse Effect
1,500 - 3,000	"	Inhibitory at High pH Value
มากกว่า 3,000	"	Toxic

ข. พิษของซัลไฟด์ (Sulfide Toxicity) McCarty (1964) พบว่า จุลชีพที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสามารถทนต่อซัลไฟด์ละลายน้ำที่มีความเข้มข้น 50-100 กรัมต่อ ลบ.ม. ได้ และแม้ว่าจะมีซัลไฟด์ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 200 กรัมต่อ ลบ.ม. ก็ยังทนได้ถ้ามีการทำให้เคยชิน (Acclimatized) ก่อน แต่ถ้าซัลไฟด์ละลาย

น้ำที่มีความเข้มข้นมากกว่า 200 กรัม/ลบ.ม. จะเป็นพิษต่อจุลชีพ-ซัลไฟด์ในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเกิดจากการย่อนละลายซัลเฟต ($SO_4^{=}$) หรือโปรตีน ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจะละลายน้ำ การลดพิษของซัลไฟด์ทำได้โดยใช้ Gas Scrubbing มาทำให้เกิดการตกตะกอนของซัลไฟด์หรือ เจือจางน้ำทิ้งที่เข้าระบบหรือแยกสารพวกซัลเฟตและซัลไฟด์ออกจากน้ำทิ้งก่อนเข้าระบบกำจัด

5. พิษของสารอินทรีย์ (Organic Matter Toxicity) สารอินทรีย์ที่เป็นพิษต่อจุลชีพแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระได้แก่พวกแอลกอฮอล์ (Alcohols), Long Chain Fatty Acids, โคลโรฟอร์ม (Chloroform) ฯลฯ Toerien (1969) กล่าวว่า Bryan ได้ทำการทดลอง พบว่า โคลโรฟอร์ม 0.96 กรัมต่อ ลบ.ม. หรือ Carbontetra Chloride 2.20 กรัมต่อ ลบ.ม. หรือ Methylenechloride 100 กรัมต่อ ลบ.ม. สามารถยับยั้งจุลชีพที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนให้ความสามารถในการผลิตแก๊สมีเทนลดลงครึ่งหนึ่ง McCarty (1964) พบว่า แม้จะมีแอลกอฮอล์ พวกเมทานอลที่มีความเข้มข้น 1,000 - 2,000 กรัมต่อ ลบ.ม. ระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระก็ยังทำงานได้ และถ้ามีความเข้มข้นถึง 10,000 กรัมต่อ ลบ.ม. ระบบก็ยังสามารถรับได้แต่ต้องเข้าสู่ระบบกำจัดอย่างต่อเนื่องเพื่อทำให้จุลชีพคุ้นเคยและปรับตัวได้ สารอินทรีย์ที่เป็นพิษอาจกำจัดได้ด้วยการตกตะกอน เช่น Sodium Oleate ซึ่งใช้ทำสบู่ พบว่า จะยับยั้งการทำงานของจุลชีพเมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 500 กรัมต่อ ลบ.ม. แต่เมื่อเติมแคลเซียมคลอไรด์ ($CaCl_2$) จะเกิดการตกตะกอนของ Calcium Oleate ขึ้น แม้ว่าในระบบกำจัดจะมี Sodium Oleate สูงถึง 2,000 หรือ 3,000 กรัมต่อ ลบ.ม. ระบบกำจัดก็สามารถทำงานได้ดี

3.2 การทดลองเครื่องกรองแอนแอโรบิกที่ผ่านมา

McCarty, (1963) เริ่มทำการค้นคว้าโดยใช้น้ำทิ้งสังเคราะห์ (Synthetic Waste) มีความเข้มข้น C.O.D. 2,000 กรัมต่อ ลบ.ม. เครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดห้องปฏิบัติการและตัวกรองเป็นดินบดขนาด 1-2 นิ้ว ประสบความสำเร็จ กล่าวคือ เครื่องกรองแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ระหว่างร้อยละ 74 ถึงร้อยละ 85

ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 107 - 224 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุตต่อวัน
(1.71 - 3.58 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน)

Young และ McCarty, (1969) ได้ทำการทดลองเครื่องกรองแอนแอโรบิกอย่างละเอียดโดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิกขนาดห้องปฏิบัติการเป็นถังกลม ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ภายในบรรจุกรวด (Smooth Quartzite stone) ขนาด 1-1.5 นิ้ว ใช้น้ำทิ้งสังเคราะห์ความเข้มข้น C.O.D. 1,500 - 6,000 กรัมต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ร้อยละ 36.7 ถึง ร้อยละ 93.4 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 36.5-212 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุตต่อวัน (0.42-3.39 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม.ต่อวัน) และพบว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิกมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพ (Solids Retention time = SRT) สูงถึง 665 วัน นอกจากนี้ยังได้แนะนำว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิกเหมาะสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ ในน้ำทิ้งของน้ำทิ้งที่มีตะกอนแขวนลอยน้อย ๆ

Plummer, (1969) ได้ทำการศึกษาถึงเครื่องกรองแอนแอโรบิกในการกำจัด น้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมทำอาหารสำเร็จรูป (Food Processing Waste) ความเข้มข้น C.O.D. 546-5,000 กรัมต่อ ลบ.ม. โดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิกเป็นถังกลม ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต เครื่องกรองแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ร้อยละ 35 ถึงร้อยละ 86 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 101-639 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุต ต่อวัน (1.62-10.21 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม.ต่อวัน)

Lovan, และ Force, (1971) ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิก โรบิกขนาดที่ใช้ในห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังกลมขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ภายในบรรจุ หินบดขนาด 1-1.5 นิ้ว กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานเบียร์ (Brewery Process Liquor Waste) มีความเข้มข้นของ C.O.D. 6,000-24,000 ก. ต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการ กำจัด C.O.D. ร้อยละ 90 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 50 - 100 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ. ฟุตต่อวัน (0.8 - 1.60 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน)

Taylor, (1971) ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคขนาดใช้งาน (Full Scale) สูง 20 ฟุต กำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากโรงงานทำแป้ง (Wheat Starch Gluten Waste) มีความเข้มข้น C.O.D. 3,000 กรัมต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ร้อยละ 64 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 237 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุตต่อวัน (3.79 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน)

Roman, และ Chaklalah, (1972) การศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิครูปสี่เหลี่ยมขนาด 4 x 2.25 ฟุต ภายในบรรจุตัวกรองเป็นอิฐหัก 3 ชั้น ชั้นล่างสุดขนาด 0.5 - 0.75 นิ้ว สูง 15 นิ้ว ชั้นกลางขนาด 0.25 - 0.5 นิ้ว สูง 9 นิ้ว ชั้นบนสุดขนาด 0.0625 - 0.25 นิ้ว สูง 3 นิ้ว กำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากถังเกรอะ (Septic Tank Effluent) มีความเข้มข้น C.O.D. 290 - 648 กรัมต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ร้อยละ 55 ถึงร้อยละ 65

EL - Shafie และ Bloodgood, (1973) ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคต่อเป็นอนุกรม (Series) จำนวน 6 ถัง แต่ละถังเป็นถังกลม ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5.5 นิ้ว สูง 15 นิ้ว ภายในบรรจุหินขนาด 1 - 1.5 นิ้ว กำจัดน้ำทิ้งเทียม Metrecal (Vanilla flavor) มีความเข้มข้น C.O.D. 10,000 กรัมต่อ ลบ.ม. เวลาพักน้ำของแต่ละตัวประมาณ 3 ชั่วโมง รวม 6 ตัว 18 ชั่วโมง ปรากฏว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ร้อยละ 70 ถึงร้อยละ 93 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 427 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุตต่อวัน (6.83 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน)

Jenett, และ Denis, (1975) ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคขนาดห้องปฏิบัติการเป็นถังกลมขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 3 ฟุต ภายในบรรจุหินขนาด 1 - 1.5 นิ้ว กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตยา (Pharmaceutical Waste) มีความเข้มข้น C.O.D. 1,000 - 16,000 กรัม ต่อ ลบ.ม. สารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นเมทิลแอลกอฮอล์ ปรากฏว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ร้อยละ 93 ถึงร้อยละ 98 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 37.4 - 250 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุต

ต่อวัน (0.22 - 3.52 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน) ในการศึกษาใช้เครื่องกรอง แอนแอโรบิค 6 ตัว แต่ละตัวทำงานอิสระใช้เวลาศึกษาทั้งสิ้น 6 เดือน โดยไม่มีการกำจัด ตะกอนที่เกิดขึ้นเนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นมีเพียง 0.027 กรัมต่อ 1 กรัม C.O.D. ที่ถูกกำจัด และพบว่า ระยะเวลาพักตะกอน (SRT) ของเครื่องกรองแอนแอโรบิคสูงถึง 313 วัน

Saiphanch (1975) ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นถังสี่เหลี่ยม จตุรัสขนาด 0.30 x 0.30 เมตร สูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาด 1-2 นิ้ว กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานแป้งมันสำปะหลัง (Tapioca starch Waste) มีความเข้มข้น C.O.D. 1,250 - 8,500 กรัม ต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ได้ร้อยละ 92 ถึงร้อยละ 97 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 37.4 - 250 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ. ฟุตต่อวัน (0.60 - 4.00 กก.C.O.D. ต่อ ลบ.ม.ต่อวัน) และพบว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถหยุดทำงานได้ 15 วัน โดยไม่ต้องเริ่มเลี้ยงจุลชีพใหม่

ไพพรรณ พรประภา และมันสิน ศิณกุลเวศม์ (2519) ได้ศึกษาเครื่องกรอง แอนแอโรบิค 2 ถังต่อกันแต่ถังสูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาด 1-2 นิ้ว กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานน้ำตาล (Sugar Waste) ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ได้ร้อยละ 89.9 ถึงร้อยละ 98.4 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 27.8 - 333 ปอนด์ C.O.D. ต่อ 1,000 ลบ.ฟุตต่อวัน (0.44 - 5.33 กก.C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน)

บุญส่ง ไข่มุข (2519) ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นถังกลมเส้นผ่า ศูนย์กลาง 0.29 เมตร สูง 1.24 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาด 4.38 - 5.62 และ 2.5 - 3.13 ซม. กำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของโรงงานทำผัดดองบรรจุกระป๋อง (Pickle Waste) ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ได้ร้อยละ 71 ถึงร้อยละ 92 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 0.56 - 4.50 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม.ต่อวัน และพบว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิคที่ใช้ตัวกรองที่มีขนาดเล็กมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงกว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิคที่ใช้ตัวกรองใหญ่ๆ นอกจากนั้นจุลชีพใน เครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถทน

ต่อพิษของ Na^+ ที่มีความเข้มข้นถึง 34,000 กรัม ต่อ ลบ.ม. (คิดเป็นความเข้มข้นของเกลือทะเลเท่ากับ 85,000 กรัม ต่อ ลบ. ม.) โดยไม่ตายเพียงแต่ยับยั้งการทำงานของจุลชีพเท่านั้น

ไกรสร อุดมรัตน์ (2521) ได้ศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นถังกลมขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.30 เมตร สูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาด 1-2 นิ้ว กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานเต้าหู้ (Soya Bean Cake Waste) มีความเข้มข้น C.O.D. 1,600 - 10,000 กรัม ต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ได้ร้อยละ 86.5 ถึงร้อยละ 93.4 ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading) 0.61 - 4.09 กก. C.O.D. ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน และพบว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถหยุดทำงาน 26 วัน โดยไม่ต้องเริ่มเลี้ยงจุลชีพใหม่

Suwarnarat และ Weyrauch (1978) ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นถังสี่เหลี่ยมขนาด 0.15 x 1.00 เมตร สูง 0.9 เมตร ภายในบรรจุตัวกรองที่ประดิษฐ์ขึ้น (Synthetic Media) เป็นแบบ Flocor - RC ซึ่งมีช่องว่าง 95 % และมีพื้นที่ผิว 330 ตร.ม. ต่อ ลบ.ม. แต่ละชั้นของตัวกรองเป็นรูปทรงกระบอกมีเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.025 เมตร และยาว 0.034 เมตร กำจัดสารอินทรีย์ของกากน้ำตาล (Sugar Molasses) มีความเข้มข้น C.O.D. 920,000 กรัมต่อ ลบ.ม. นำมาเจือจางด้วยน้ำสะอาดทำให้มีความเข้มข้น C.O.D. ตั้งแต่ 2,120 - 11,500 กรัม ต่อ ลบ.ม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด C.O.D. ได้ร้อยละ 58 ถึงร้อยละ 80 ที่ระยะเวลาการเก็บกักน้ำ 18 และ 33 ชั่วโมงตามลำดับ

ตารางที่ 3.7 ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งของเครื่องกรองแอนแอโรบิคที่ผ่านมา

ประเภทของน้ำทิ้ง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) (ชั่วโมง)	C.O.D. ของน้ำทิ้ง (ก./ลบ.ม.)	อัตราสารอินทรีย์ รับ (กก. C.O.D. /ลบ.ม./วัน)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด (ร้อยละ)	ตัวกรอง สูง (เมตร)	ผู้วิจัย
Synthetic Waste	6-12	2,000	1.71-3.58	74-88	-	McCarty, (1968)
Synthetic Waste	4.5-72	1,500-5,000	0.42-3.39	36.7-93.4	1.80	Young et. al., (1969)
Food-Processing Waste	13-83	546-5,000	1.62-10.21	35-86	-	Plummer et. al., (1969)
Brewery Press Liquor Waste	-	6,000-24,000	0.80-1.60	90	1.80	Lovan et. al., (1971)
Wheat Starch Gluten Waste	22	3,000	3.78	64	6.00	Taylor (1971)
Domestic Waste	-	290-648	-	55-65	0.675	Raman et. al., (1972)
Metrecal Waste	18	10,000	6.83	70-93	0.45/6	EL-Shafie et. al., (1973)
Pharmaceutical Waste	12-48	1,000-16,000	0.22-3.52	93-98	0.90	Jennett et. al (1975)

ตารางที่ 3.7 (ต่อ) ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งของเครื่องกรองแอนแอโรบิคที่ผ่านมา

ประเภทของน้ำทิ้ง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) (ชั่วโมง)	C.O.D. ของน้ำทิ้ง (ก./ลบ.ม.)	อัตราการรับ สารอินทรีย์ (กก.C.O.D. /ลบ.ม./วัน)	ประสิทธิภาพ ในการกำจัด (ร้อยละ)	ตัวกรอง สูง (เมตร)	ผู้วิจัย
Tapioca-starch Waste	24-56	1,250-8,500	0.60-4.00	92-97	1.80	Saipanich (1975)
Sugar Waste	14-60	1,050-3,300	0.44-5.33	89.9-98.4	1.80	ไพพรรณ พรประภาและคณะ (2519)
Pickle Waste	12-36	1,250-7,500	0.56-4.50	71-92	1.24	บุญส่ง ไข่มุข (2519)
Soya Bean Cake Waste	12-48	3,000-10,000	0.61-4.09	86.5-93.4	1.80	ไกรสร อุดมรัตน์ (2521)
Beat Sugar Molasses Waste	18-33	2,120-11,500	6.7 -14.7	58-80	0.90	Suwanarat et. al., (1978)