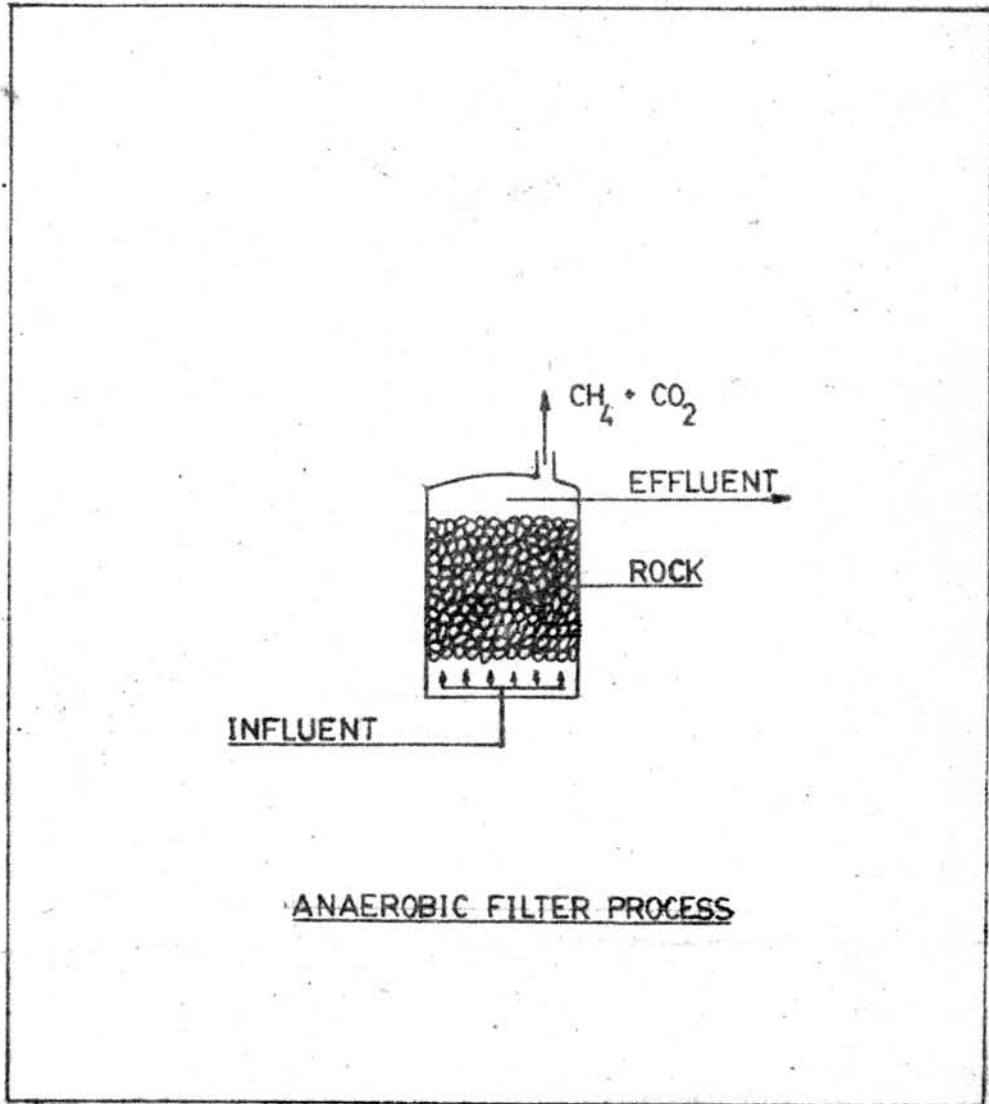


ทฤษฎีการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

3.1. ความเป็นมาและวิวัฒนาการของระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic Filter) มีหลักการคล้ายกับระบบทรिकคิ่งฟิลเตอร์ (Trickling Filter) ต่างกันตรงที่ขบวนการทางชีวเคมีในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เป็นแบบไม่มีออกซิเจนอิสระ (Free oxygen) และการไหลของน้ำที่ผ่านถังกรองจะเป็นแบบการไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน (Up-flow) ดังรูปที่ 2 ส่วนประกอบของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกจะมีดังซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นถังกลม ความสูงของถังตั้งแต่ $1\frac{1}{2}$ ฟุต (ขนาดที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ) ถึง 20 ฟุต (ขนาดที่ใช้งานจริง) ภายในตัวถังบรรจุตัวกรอง (Filter media) ซึ่งจะเป็นหินบดหรือกรวด (Crushed stone or Pebble stone) ดังนั้นเมื่อน้ำที่ไหลผ่านตัวเครื่องกรองก็จะผ่านชั้นหิน ซึ่งจะทำให้หน้าที่ยกกันตะกอนของแบคทีเรียเอาไว้ ตะกอนของแบคทีเรียที่เกาะอยู่ตามผิวของหินและอยู่ตามช่องว่างของหินก็จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำที่

ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เริ่มมีผู้ทำการค้นคว้าและวิจัยเมื่อปี ค.ศ. 1968 โดย McCarty ได้ใช้น้ำทิ้งเทียม (Synthetic waste) แทนน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ในการศึกษาและทดลองเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกที่ใช้เป็นแบบขนาดเล็กใช้สำหรับห้องปฏิบัติการ (Lab-scale) และใช้หินบรรจุในเครื่องกรองขนาดของหินเส้นผ่าศูนย์กลาง 1-2 นิ้ว ซึ่งปรากฏว่าผลของการทดลองประสบผลสำเร็จ โดยเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ระหว่างร้อยละ 74 ถึงร้อยละ 85



รูปที่ 2 เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

ต่อมา Young และ McCarty (1969) ได้ทำการวิจัยถึงระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกอย่างละเอียด โดยใช้เครื่องกรองแบบที่ใช้ในท้องปฏิบัติการเป็นถังกลมสูง 6 ฟุต เส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว ภายในบรรจุหิน (Smooth quartzite stone) ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1-1.5 นิ้ว โดยใช้หน้าที่เติม ปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ร้อยละ 36.7 ถึงร้อยละ 93.4 และพบว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก มีระยะเวลาการกักตะกอนของแข็งที่เรียกว่า (Solids Retention Time =SRT) สูงถึง 665 วัน นอกจากนี้ยังได้แนะนำว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกเหมาะสำหรับการกำจัดน้ำทิ้งที่มีตะกอนแขวนลอย (SS.) น้อย ๆ

Plummer (1969) ได้ทำการศึกษาถึงระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำอาหารสำเร็จรูป (Food processing waste) โดยใช้ Organic loading สูงถึง 637 ปอนด์ COD /1,000 ฟ³/วัน ปรากฏว่าประสิทธิภาพของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกในการกำจัด COD ได้ร้อยละ 30 ถึงร้อยละ 85

Lovan et.al., (1971) ทำการศึกษาถึงระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก ขนาดที่ใช้สำหรับท้องปฏิบัติการ โดยใช้ถังกลม เส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำเบียร์ (Brewery Press Liquor waste) ซึ่งมี COD สูงถึง 24,000 มก./ล. ปรากฏว่าประสิทธิภาพของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก ในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำเบียร์สูงถึงร้อยละ 90

Taylor (1971) ได้ทดลองใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เพื่อใช้ในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำแป้ง (Wheat Starch Gluten Plant waste) โดยการสร้างเครื่องกรองขนาดใช้งาน (Full-scale) สูงถึง 20 ฟุต ปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้เพียงร้อยละ 64 เท่านั้น

Raman et.al., (1972) ได้ใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกกำจัดน้ำทิ้งจากถังเกราะ (Septic Tank Effluent) ใช้อิฐหักที่มีขนาดต่าง ๆ กันเป็นตัวกรองโดยมีการเรียงอิฐหักภายในถังเป็นชั้น ๆ 3 ชั้น โดยชั้นล่างสุดใช้อิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง $\frac{1}{2}$ - $\frac{3}{4}$ นิ้ว ชั้นกลางอิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง $\frac{1}{4}$ - $\frac{1}{2}$ นิ้ว ชั้นบนสุดเป็นอิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง $\frac{1}{16}$ - $\frac{1}{4}$ นิ้ว ตามลำดับ โดยความหนาของอิฐหักทั้ง 3 ชั้นเท่ากับ 68.6 เซนติเมตร อิฐหักเหล่านี้บรรจุอยู่ในถังสี่เหลี่ยมผืนผ้าปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ร้อยละ 33 ถึงร้อยละ 74

El-Shafie et.al., (1973) ได้ทำการศึกษาและทดลองเกี่ยวกับเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก ที่ต่อกันเป็นแบบอนุกรม (Series) จำนวน 6 ถังด้วยกัน แต่ละถังมีความสูง 46 เซนติเมตร ภายในถังบรรจุหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1-1.5 นิ้ว โดยใช้ Metrecal (Vanilla flavor) เป็นน้ำทิ้งที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกที่ต่อกันแบบอนุกรมนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้ร้อยละ 70 ถึงร้อยละ 93

Jennett et.al., (1975) ทำการศึกษาและทดลองใช้ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกขนาดที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ เป็นถังกลมขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว และสูง 90 เซนติเมตร ภายในถังบรรจุหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ $1-1\frac{1}{2}$ นิ้ว ใช้กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตยา (Pharmaceutical waste) โดยใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกถึง 6 ถังด้วยกัน แต่ละถังทำงานเป็นอิสระ (Single filter) ปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD สูงคือร้อยละ 93 ถึงร้อยละ 98 โดยใช้ Organic loading 13.8-220 ปอนด์ COD/1,000 ฟ³/วัน น้ำทิ้งที่ใช้มีค่า COD ตั้งแต่ 1,000-16,000 มก./ล. การศึกษาและทดลองครั้งนี้ใช้เวลารวม 6 เดือน ผลปรากฏว่าไม่ต้องการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้นภายในเครื่องกรอง เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นนั้นมีเพียง .027 กรัมต่อ 1 กรัมของ COD ที่ถูกกำจัดและพบวาระยะเวลาการกักตะกอน (SRT) ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกสูงถึง 313 วัน

Saiphanich (1975) ได้เป็นผู้เริ่มทำการวิจัยในประเทศไทยเกี่ยวกับการใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำแป้งมันสำปะหลัง (Tapioca Starch waste) โดยใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกขนาดต้นแบบ (Pilot-scale) เป็นถังสี่เหลี่ยมจตุรัสสูง 6 ฟุต ภายในถังบรรจุหินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1-2 นิ้ว ซึ่งปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกสามารถกำจัด COD ได้ร้อยละ 92 ถึงร้อยละ 97 และใช้ Organic loading สูงถึง 250 ปอนด์ CO₂/1,000 ฟ³/วัน หรือเท่ากับ 4 กก. COD /ม³/วัน นอกจากนี้แล้วยังได้ทดลองพบว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกสามารถหยุดทำงานได้ 15 วัน โดยไม่ต้องมีการเลี้ยงแบคทีเรีย (Start-up) ใหม่

พรประภา และคันฑุเวศม์ (2519) ได้ทำการวิจัยการใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำน้ำตาล (Sugar waste) โดยสร้างเครื่องต้นแบบ (Pilot-scale) ที่มีการต่อกันแบบอนุกรม ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกจำนวน 2 เครื่องด้วยกัน แต่ละเครื่องมีตัวถังกลมสูง 6 ฟุต ปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำน้ำตาลได้ประมาณร้อยละ 90 โดยใช้ Organic loading สูงถึง 6 กก. COD /ม³/วัน และไม่ต้องมีการเติมอาหารเสริม (Nutrients) ใด ๆ เลย

จากการรวบรวมผลของการวิจัยที่ได้กระทำมาเกี่ยวกับเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกที่ใช้สำหรับกำจัดน้ำทิ้งพอสรุปได้ดังตารางที่ 2

จากผลของการวิจัยดังกล่าวมาแล้ว สามารถที่จะสรุปข้อดีของระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกได้ดังต่อไปนี้

1. ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เหมาะสำหรับกำจัดน้ำทิ้งที่มีตะกอนแขวนลอย (Suspended solids) น้อย ๆ
2. ไม่ต้องมีการแยกเอาตะกอนออกจากน้ำทิ้ง (Effluent) เพื่อนำกลับมาใช้อีก เพราะหินจะคอยกรองเอาตะกอนไว้

ตารางที่ 2 ประสิทธิภาพของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก ในการกำจัดน้ำทิ้ง

ประเภทของน้ำทิ้ง	ระยะเวลาการกักน้ำทิ้ง (HRT) ชั่วโมง	COD ของน้ำทิ้ง มก./ล.	Organic loading ปอนด์ COD / 1,000 ฟ ³ / วัน	ประสิทธิภาพการกำจัด ร้อยละ	ความสูงของถังกรอง ฟุต	หมายเหตุ	เอกสารอ้างอิง
Synthetic waste	6-12	2,000	107-224	74-88	-	Lab-scale	McCarty(1968)
Synthetic waste	4.5-72	1,500-6,000	26.5-212	36.7-93.4	6	"	Young et.al., (1969)
Food-Processing waste	13-33	-	101-639	30-85	-	"	Plummer(1969)
Brewery Press Liquor waste	48	6,000-24,000	50-100	90	6	Pilot-scale	Lovan et.al., (1971)
Wheat Starch Gluten waste	22	8,000	237	64	20	Full-scale	Taylor(1971)
Domestic waste	24	344-648	-	33-74	$\frac{1}{24}$	"	Raman et.al., (1972)

ตารางที่ 2 (ต่อ)

ประเภทของน้ำทิ้ง	ระยะเวลาการกักน้ำทิ้ง (HRT) ชั่วโมง	COD ของน้ำทิ้ง มก./ล.	Organic loading ปอนด์ COD/ 1,000 ฟ ³ /วัน	ประสิทธิภาพการกำจัด ร้อยละ	ความสูงของถังกรอง ฟุต	หมายเหตุ	เอกสารอ้างอิง
Metrecal waste	18	10,000	427	30-93	1½	Lab-scale 6 filter in series	El-Shafie et.al., (1973)
Pharmaceutical waste	12-48	1,000-16,000	13.8-220	93-98	3	Lab-scale	Jennett et.al, (1975)
Tapioca-Starch waste	24-56	1,250-8,500	37.4-250	92-97	6	Pilot-scale	Saiphanch(1975)
Sugar waste	14-60	1,050-3,300	27.8-333	89.9-98.4	6	Pilot-scale 2 filter in series	พรประภาและคณะ (2519)

3. การสะสมของตะกอนของจุลินทรีย์ (Biological solids) มีมากทำให้ค่า SRT สูง
4. ปริมาณของตะกอนของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นภายในถังกรองมีน้อยทำให้ลดปัญหาในการกำจัดตะกอน
5. ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพในอุณหภูมิปกติ (Room temperature) เช่นเดียวกับระบบกำจัดน้ำทิ้งชนิดอื่น ๆ
6. ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคสามารถที่จะรับ Organic loading เพิ่มขึ้นอย่างกะทันหัน (Shock-load) โดยใช้เวลาในการปรับตัวเพียงเล็กน้อย
7. กำลังงาน (power) ที่จะต้องใช้น้อยเพราะไม่ต้องการออกซิเจนและแรงดันสูญเสียภายในเครื่องกรอง (Head loss) ก็น้อย
8. มีความต้องการอาหารเสริม (Nutrients) สำหรับแบคทีเรียภายในเครื่องกรองน้อยกว่าระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบใช้ออกซิเจน
9. ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค สามารถทำงานได้ดีหลังจากมีการหยุดทำงานไป 15 วัน โดยไม่ต้องการเริ่มต้นเลี้ยงแบคทีเรีย (Start-up) ใหม่

3.2. ความสัมพันธ์ระหว่างการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับการย่อยสลายสารอินทรีย์

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งโดยจุลินทรีย์ (Microorganisms) ทั้งแบบใช้ออกซิเจนอิสระ (Free oxygen) และไมใช้ออกซิเจนอิสระ จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานและสร้างเซลล์ (Cell) ใหม่ สำหรับเซลล์ที่มีอยู่เดิมบางส่วนก็จะตายไป ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไมใช้ออกซิเจนอิสระ (Anaerobic treatment Process) ที่มีการใช้งานแบบต่อเนื่องและมีการกวน (Continuous-flow completely mixed) สามารถจะแสดงความสัมพันธ์เป็นสมการดังต่อไปนี้

(Lawrence et.al., 1969)

อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ = อัตราการสร้างเซลล์ - อัตราการตาย

$$\frac{dM}{dt} = a\left(\frac{dF}{dt}\right) - bM \dots\dots\dots 1$$

- เมื่อ $\frac{dM}{dt}$ = อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์, น้ำหนัก/ปริมาตร-เวลา
 M = ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังหมัก, น้ำหนัก/ปริมาตร
 $\frac{dF}{dt}$ = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง, น้ำหนัก/ปริมาตร-เวลา
 a = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์
 b = สัมประสิทธิ์การตายของจุลินทรีย์, เวลา⁻¹

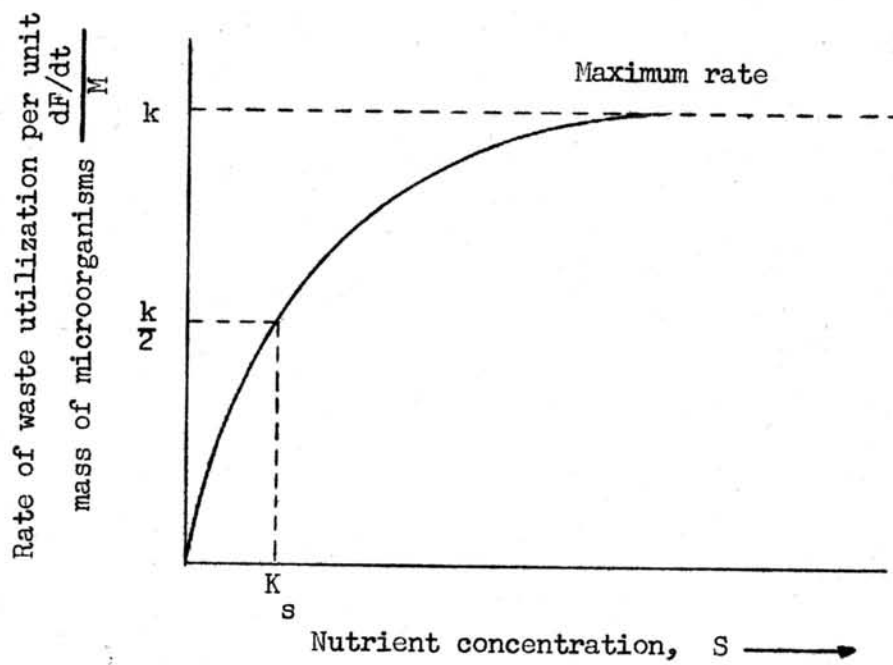
อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง ($\frac{dF}{dt}$) จะสัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่อยู่ในถังหมัก ดังสมการที่ 2

$$\frac{dF}{dt} = \frac{kMS}{K_s + S} \dots\dots\dots 2$$

- เมื่อ S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่อยู่ภายในถังหมัก, น้ำหนัก/ปริมาตร
 k = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงสุดต่อน้ำหนักของจุลินทรีย์ ซึ่งปรากฏเมื่อน้ำทิ้งมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง ๆ, เวลา⁻¹
 K_s = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเมื่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ ($\frac{dF}{dt}$) เท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (k), น้ำหนัก/ปริมาตร ดังรูปที่ 3

แทนค่า $\frac{dF}{dt}$ ในสมการ 1 จะได้

$$\frac{dM}{dt} = \frac{akMS}{K_s + S} - bM \dots\dots\dots 3$$



รูปที่ 3 Rate of waste utilization per unit mass of microorganisms versus concentration of a limiting nutrient. (รูปที่, 2518)

หรือ $\frac{dM}{dt} = \frac{akS}{K_s + S} - b \dots\dots\dots 4$

เมื่อ $\frac{dM}{dt} =$ อัตราการเพิ่มสุทธิต่อนำหนักของจุลินทรีย์ในหน่วยเวลา,
ถ้าใช้ μ แทนค่าของ $\frac{dM}{dt}$ จะได้

$\mu = \frac{akS}{K_s + S} - b \dots\dots\dots 5$

ในการทำงานของระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบต่อเนื่อง (Continuous-flow) จะถึงจุดๆ หนึ่ง ซึ่งการกำจัดน้ำทิ้งจะอยู่ในสภาวะสมดุล (steady-state) คือนำหนักสุทธิของจุลินทรีย์ในระบบกำจัดน้ำทิ้งจะคงที่ ซึ่งจะให้อัตราการกำจัดจุลินทรีย์ออกไปจากระบบกำจัดจะเท่ากับอัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ (dM/dt)

ถ้ากำหนดเวลาที่แน่นอน เช่นกำหนดเวลาเป็นวัน อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ในแต่ละวันจะเท่ากับ $\frac{\Delta M}{\Delta T}$ ซึ่งส่วนกลับของอัตราการเพิ่มจุลินทรีย์หรืออัตราที่จุลินทรีย์ถูกกำจัดไปจากระบบกำจัด ก็คือค่าของระยะเวลาที่ตะกอนจุลินทรีย์ถูกเก็บกักอยู่ในระบบกำจัด (Biological solids Retention time หรือ SRT หรือ Mean Cell Residence Time)

ดังนั้น $SRT = \frac{M_T}{(\Delta M/\Delta T)_T} \dots\dots\dots 6$

เมื่อ $M_T =$ น้ำหนักทั้งหมดของจุลินทรีย์ในระบบกำจัด, น้ำหนัก
 $(\Delta M/\Delta T)_T =$ น้ำหนักของจุลินทรีย์ทั้งหมดที่ถูกกำจัดออกไปแต่ละวัน
จากระบบกำจัด ซึ่งรวมทั้งน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ถูก
กำจัดไปเป็นครั้งคราว และน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกไป
กับน้ำทิ้งจากระบบกำจัด, น้ำหนัก/เวลา

ดังนั้น SRT ก็คือระยะเวลาเฉลี่ยที่ตะกอนจุลินทรีย์ถูกกักอยู่ในระบบกำจัด
น้ำทิ้งซึ่งเปรียบเสมือนกับอายุของตะกอน (Sludge age)

ประสิทธิภาพของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของระบบกำจัดน้ำทิ้งสามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้.-

$$E = \left(\frac{S - s}{S} \right) 100 \dots\dots\dots 7$$

เมื่อ E = ประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง, ร้อยละ

S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบกำจัด, น้ำหนัก/ปริมาตร

s = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบกำจัด, น้ำหนัก/ปริมาตร

ประสิทธิภาพของระบบกำจัดจะลดลงจนเท่ากับศูนย์เมื่อปริมาณจุลินทรีย์ถูกกำจัดออกไปจากระบบกำจัดมากกว่าปริมาณ การเพิ่มสเปซสูงสุด (Maximum net specific Growth Rate) และความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบกำจัด (s) จะเท่ากับ ความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบ (S) ดังรูปที่ 4

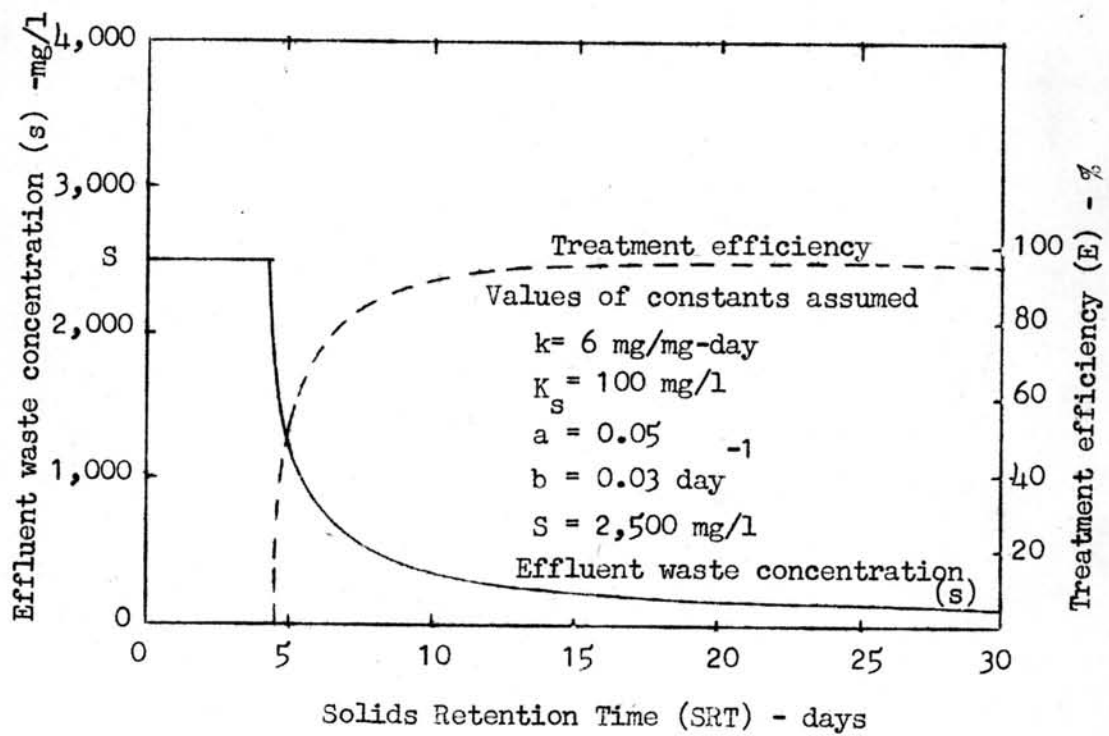
เมื่อความเข้มข้นของสารอาหารหรือสารอินทรีย์ (substrate) มีปริมาณมากพอที่จะไม่จำกัดการเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ ซึ่งจะทำให้ค่า S ในสมการ 4 เท่ากับค่าของ $K_s + S$ แล้วจะได้ค่า SRT ค่าที่สุด ที่ระบบกำจัดสามารถจะทำงานได้ โดยยังขึ้นอยู่กับความสามารถในการย่อยสลายสารอาหารหรือสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์แต่ละชนิด ซึ่งจะไม่เหมือนกัน (Lawrence et. al., 1969)

จากสมการที่ 4 สามารถจะคำนวณหาค่าของ SRT ที่ค่าที่สุดได้คือ.-

$$\frac{1}{SRT_M} = ak - b \dots\dots\dots 8$$

โดย SRT_M คือค่าของ SRT ที่ค่าที่สุด, วัน

ค่าที่ค่าที่สุดของ SRT จะเท่าใดขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์ทำการย่อยสลายและสภาวะอื่น ๆ เช่น อุณหภูมิ เป็นต้น จะมีผลต่อค่า SRT ดังตารางที่ 3



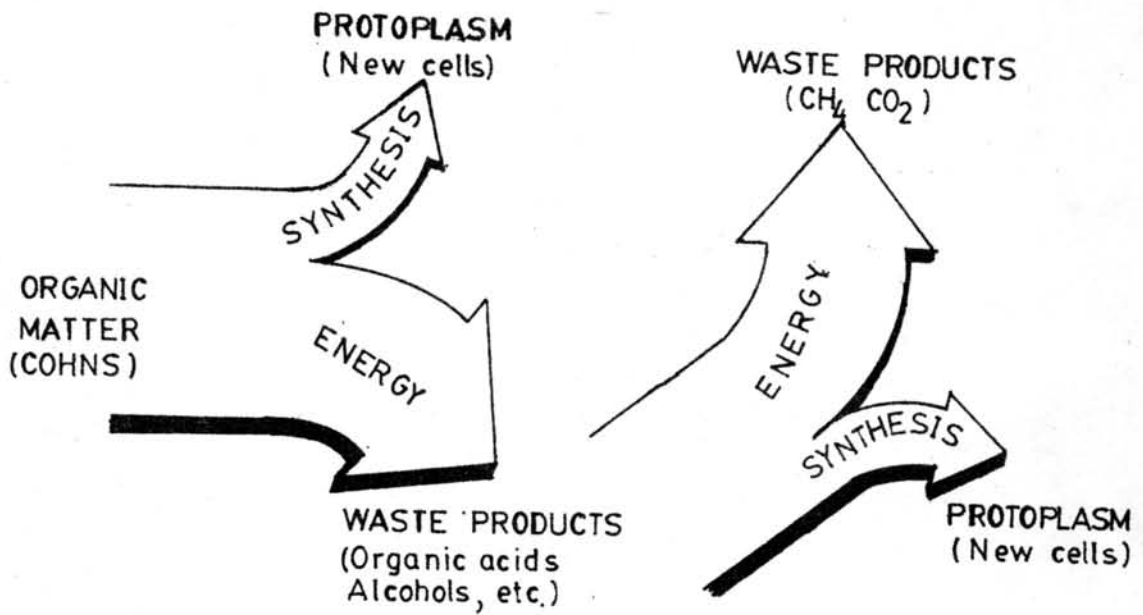
รูปที่ 4 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาการกักตะกอนจุลินทรีย์ (SRT) กับความเข้มข้นของน้ำทิ้ง (Effluent Concentration) และประสิทธิภาพของการกำจัดน้ำทิ้งด้วยระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบวิธีทางชีววิทยาแบบไมโครออกซิเจนอิสระ (Lawrence et.al., 1969)

ตารางที่ 3 ค่าต่ำสุดของ SRT ในการย่อยสลายให้เกิดแก๊สมีเทนจากสารอินทรีย์ต่าง ๆ

Energy Substrate	SRT _M (days)				References
	35°C	30°C	25°C	20°C	
Acetic acid	3.1	4.2	4.2	-	Lawrence (1969)
Propionic acid	3.2	-	2.8	-	Lawrence (1969)
Butyric acid	2.7	-	-	-	Lawrence (1969)
Acetic acid	-	-	-	7.8	รัตสุข (2519)
Municipal sludge	2.8	-	7.5	10	รัตสุข (2519)
Sewage sludge	2.6	-	-	-	Torpey (1955)

3.3. สภาพทางชีววิทยาและชีวเคมีของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

ในปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Anaerobic Digestion) สามารถจะแยกปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นได้ 2 ขั้นตอนด้วยกันคือ ในขั้นแรกจะเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ให้เป็น Volatile Organic acids หรือ Volatile acids, แอลกอฮอล์ (Alcohol) และแอลดีไฮด์ (Aldehyde) ซึ่งเรียกปฏิกิริยานี้ว่า "การเกิดกรด" (Production of Volatile acids) ขั้นต่อไป Volatile acids, แอลกอฮอล์เหล่านี้จะถูกย่อยสลายไปเป็นแก๊สมีเทน (CH₄), แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) และแก๊สอื่น ๆ เรียกปฏิกิริยาขั้นนี้ว่า "การเกิดแก๊สมีเทน" (Methane Fermentation) ในขณะที่มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ไปจนถึงขั้นสุดท้ายคือ ใดแก๊สมีเทนนั้นสารอินทรีย์บางส่วนจะถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ของแบคทีเรีย ดังแสดงในรูปที่ 5



รูปที่ 5 การย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระ

(Anaerobic metabolism of organic matter) (Simpson, 1959)

3.3.1. ชนิดของจุลินทรีย์ (Microorganisms) ในเครื่องกรองแบบ

แอนแอโรบิก จุลินทรีย์ (Microorganisms) ในระบบกำจัด

น้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน ส่วนใหญ่จะเป็นพวกแบคทีเรีย (Bacteria) ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Anaerobic bacteria) นอกจากนั้นจะพบพวกโปรโตซัว (Protozoa) และเชื้อราในรูปของ spores (Fungi) มาก (McKinney, 1962) แบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระที่มีอยู่ในระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีอยู่ 2 พวกด้วยกันคือ พวก Facultative Anaerobic Bacteria แบคทีเรียพวกนี้จะไม่ต้องการออกซิเจนอิสระ แต่มันก็สามารถจะทนต่อแก๊สออกซิเจนได้ในสภาวะที่มีแก๊สออกซิเจนอีกพวกหนึ่งคือ Obligate Anaerobic Bacteria เป็นแบคทีเรียที่ไม่ต้องการแก๊สออกซิเจนอิสระ และไม่สามารถดำรงชีพอยู่ได้ในสภาวะที่มีแก๊สออกซิเจน

ถ้าจะแบ่งชนิดของแบคทีเรียพวกที่ไม่ใช้ออกซิเจนตามปฏิกิริยาของแบคทีเรีย สามารถจะแบ่งแยกได้ 3 ชนิดคือ

1. แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (Acid Former Bacteria) แบคทีเรียชนิดนี้จะสามารถช่วยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งไปเป็นกรดอินทรีย์ได้ แบคทีเรียเหล่านี้จะเป็นทั้งพวก Facultative Anaerobic Bacteria และ Obligate Anaerobic Bacteria

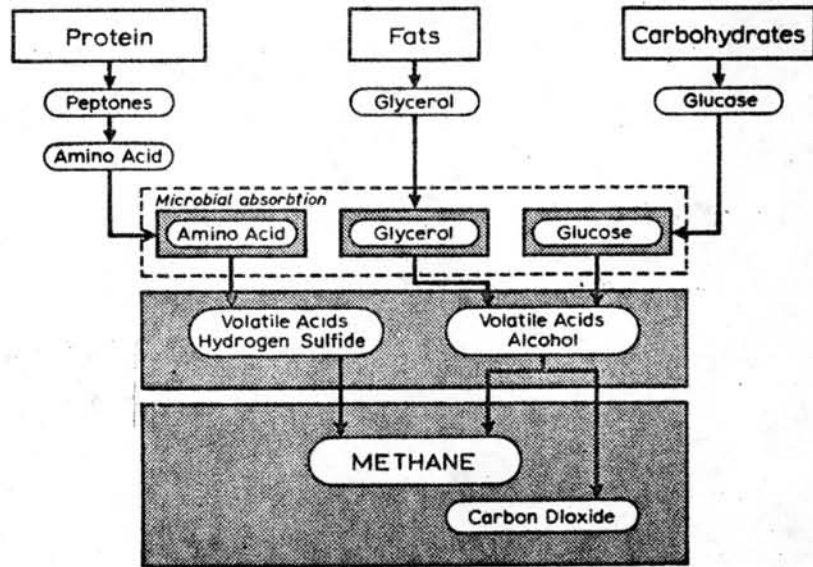
2. แบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน (Methane Former Bacteria) แบคทีเรียชนิดนี้จะทำให้เกิดแก๊สมีเทน (CH_4) โดยทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นโดย Acid Former Bacteria ให้เปลี่ยนไปเป็นแก๊สมีเทนและแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ Methane Former Bacteria จะเป็นพวก Obligate Anaerobic Bacteria ไม่สามารถทนต่อแก๊สออกซิเจนได้ถึงแม้จะมีปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม ซึ่งแบคทีเรียทั้ง 2 ชนิดนี้จะพึ่งพาอาศัยกัน (Symbiosis) โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนจะต่ออาศัยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (Barker, 1956; Smith et.al., 1958)

3. แบคทีเรียพวกรีดักชัน (Reduction) ซัลเฟต (Desulfovibrio bacteria) แบคทีเรียชนิดนี้อาศัยอยู่ในระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะมีแบคทีเรียชนิดนี้มากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณของซัลเฟต (SO_4) ในน้ำทิ้งที่เขาสุระบบกำจัด โดยจะรีดักชันซัลเฟตให้เป็นแก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S)

Young และ McCarty (1969) พบว่าแบคทีเรียที่พบในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกจะเป็นพวก Filamentous ที่เป็นสายยาว ๆ (Long-chains) ของแบคทีเรีย รูปร่างเป็นท่อน (Rod-shape) พวกที่มีรูปร่างกลม (Cocci) และรูปร่างคล้ายเกลียวสวาน (Spirilla) นอกจากนั้นยังพบพวกจุลินทรีย์อื่น ๆ เช่นพวกโปรโตซัว (Ciliated Protozoa) และอะมีบา (Amoeba) ในส่วนบน ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

3.3.2. การเกิดกรด (Production of Volatile acids) ในปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ (Complex Organic Matter) เช่นโปรตีน ไขมัน (Lipids) และคาร์โบไฮเดรต ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ โดยแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ สารอินทรีย์เหล่านี้จะถูกสลายให้เป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็ก ๆ เสียก่อน แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด จะปล่อยน้ำย่อยออกมาจากเซลล์ (Extra-cellular enzyme) เพื่อช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ ๆ ให้มีโมเลกุลเล็กลง เช่น คาร์โบไฮเดรต จะถูกย่อยสลายโดยน้ำย่อยไปเป็นน้ำตาลกลูโคส โปรตีนก็จะถูกย่อยสลายไปเป็นอะมิโนเอซิด และไขมันจะถูกย่อยสลายเป็นกลีเซอรอล และกรดไขมัน ดังรูปที่ 6 หลังจากนั้นพวกสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็ก ๆ เหล่านี้จะถูกดูดซึม (absorption) เข้าสู่เซลล์ (Cell) ของแบคทีเรีย แล้วก็จะถูกย่อยสลายต่อไปเป็น Volatile acids, แอลกอฮอล์, คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย (NH_3) พร้อมกับการสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นมาด้วย

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด ที่พบในระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยเฉพาะในระบบถังหมัก (Anaerobic digester) มีมากกว่า 92 ชนิด



รูปที่ 6 การย่อยสลาย PROTEINS, FATS และ CARBOHYDRATES โดยแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (ANAEROBIC BACTERIA) (Zajic, 1971)

(Toerien, 1970) ซึ่งพวกนี้จะมีรูปร่างต่าง ๆ กันเช่น เป็นท่อน (Rod-shape) ซึ่งจะมีมากที่สุด รูปร่างกลม (Cocci) รูปร่างคล้ายเกลียวสวาน (Spirilla) และรูปร่างเป็นเสี้ยว (Crescent shape) ชนิดหลังนี้จะพบน้อยมาก สามารถจะแยกได้ตามชนิด (Genus) ที่พบบ่อยกว่าชนิดอื่น ๆ คือ Clostridium spp., Lactobacillus spp.

Bacteriodes spp., Actinomyces spp., Bifidobacterium spp.,

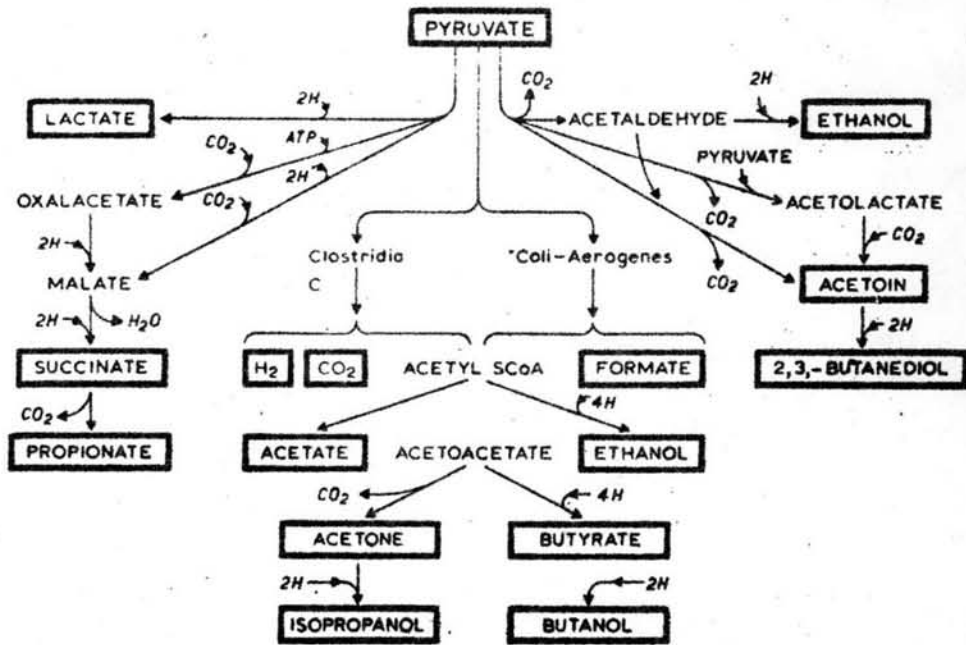
Corynebacterium spp. Flavobacterium spp. และ Escherichia spp.

(Toerien, 1970)

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดการกรดเหล่านี้จะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ให้ได้ Volatile acids ชนิดใดขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดการกรดชนิดนั้น ๆ และสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย Volatile acids ที่เกิดขึ้นโดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดการกรดได้แก่ ฟอร์มิกแอซิด (Formic acid) อะซิติกแอซิด (Acetic acid) โพรปิโอนิกแอซิด (Propionic acid) บิวไทริกแอซิด (Butyric acid) วาเลอริกแอซิด (Valeric acid) และไอโซวาลริกแอซิด (Isovalic acid) (Pohland และ Bloodgood, 1963)

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดการกรดนั้นจะได้ผลิตภัณฑ์ระหว่างกลาง (Intermediate Products) คือ ไพรูวิกแอซิด (Pyruvic acid) เสียก่อนโดย Catabolic Pathway คือ ไกลโคไลซิส (Glycolysis) (Toerien, 1970) ซึ่งไพรูวิกแอซิดจะสลายตัวต่อไปได้สารหลายชนิด โดย Pyruvate Pathways (Andrew และ Pearson, 1965) ดังรูปที่ 7 ส่วนใหญ่แล้วจะโคกรดอะซิติก กรดโพรปิโอนิก นอกนั้นจะเป็นพวกแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์และแอลกอฮอล์สำหรับแอลกอฮอล์จะเกิดขึ้นเพียงส่วนน้อยเท่านั้น (Heukelekian และ Berger, 1951)

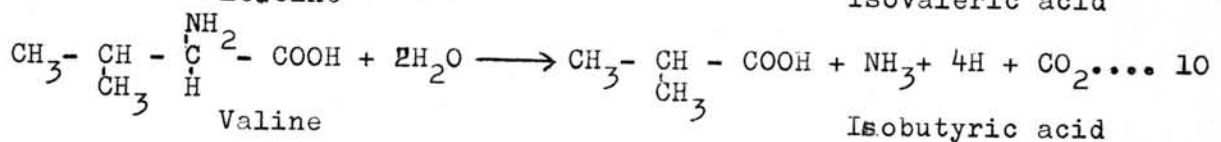
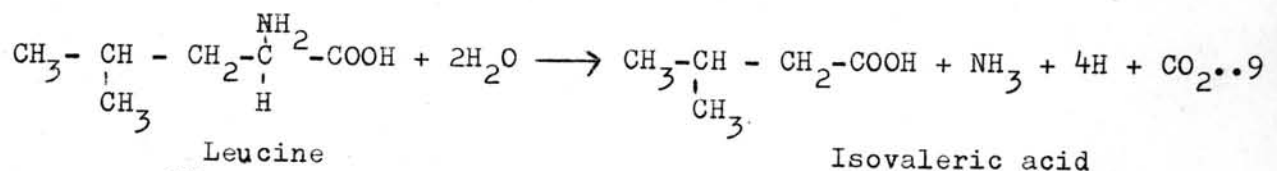
แป้ง, น้ำตาล และเซลลูโลสก่อนที่จะเข้าสู่ภายในเซลล์ของแบคทีเรียจะถูกย่อยสลายโดยเอนไซม์ (Enzyme) ของแบคทีเรียให้เป็นน้ำตาลกลูโคส (Glucose) เสียก่อนดังที่กล่าวมาแล้ว ต่อจากนั้นก็จะเข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรียโดยการดูดซึม



รูปที่ 7 การย่อยสลายของ PYRUVATE ไปเป็นสารอินทรีย์ต่างๆ
(Andrew and Pearson, 1965)

(absorption) แล้วก็จะเกิดไกลโคไลซิส (Glycolysis) ให้กรดไพรูวิก (Pyruvic acid) และในที่สุดก็จะเกิดการย่อยสลายไพรูวิกเอซิดไปเป็นสารต่าง ๆ คือ Volatile acids แก๊สและแอลกอฮอล์ ดังรูปที่ 7 แต่บางครั้งการย่อยสลายพวกน้ำตาลกลูโคสก็จะไม่ถูกย่อยผ่านไพรูวิกเอซิด ทั้งนี้เนื่องจากการแตกตัว (Splitted) ของกลูโคสภายใต้สภาวะไม่มีแก๊สออกซิเจนโคกรคอะซิติกเลย (Jeris และ McCarty, 1965) ซึ่ง 1 โมเลกุลของกลูโคสจะแตกตัวได้ 2 โมเลกุลของกรคอะซิติก

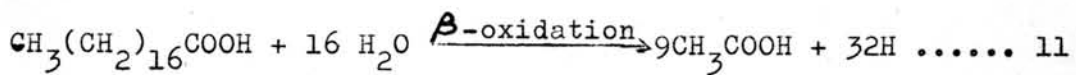
โปรตีนจะถูกย่อยสลายโดยน้ำย่อยของแบคทีเรียที่ขับออกมา ไปเป็นอะมิโนเอซิด (Amino acid) แล้วจะซึมเข้าสู่เซลล์อะมิโนเอซิดที่ได้มีหลายชนิดด้วยกัน ต่อไปจะถูกย่อยสลายเป็นไพรูวิกเอซิด เช่นเดียวกับพวกแป้งและน้ำตาล และในที่สุดก็ได้ Volatile acids แก๊สและแอลกอฮอล์ แต่มีอะมิโนเอซิดมากกว่า 25 ชนิดที่มีการย่อยสลายไม่เป็นไปตาม Pyruvate Pathway โดยอะมิโนเอซิดเหล่านี้จะถูกย่อยสลายไปเป็น Volatile acids ได้โดย (Andrew และ Pearson, 1965) เช่น ลิวซีน (Leucine) และวาเลอีน (Valine) สามารถจะเกิดการออกซิเดชัน (Oxidation) ไปเป็นกรคอินทรีย์ที่มี Branched-chain เช่นไอโซวาเลอริกเอซิด (Isovaleric acid) ไอโซบิวไทริกเอซิด (Isobutyric acid) ดังสมการที่ 9 และ 10



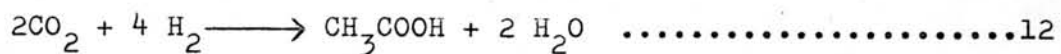
สำหรับอะมิโนเอซิดชนิดอื่น ๆ เช่น ไกลซีน (Glycine) โพลีน (Poline) ก็เกิดปฏิกิริยาในทำนองเดียวกัน

ไขมัน (Lipids) จะถูก hydrolysed โดยน้ำย่อยของแบคทีเรียไปเป็นกลีเซอรอล (Glycerol) และกรดไขมันที่มีโมเลกุลใหญ่ (Long-chain fatty acids)

ต่าง ๆ เช่น สเตียริกแอซิด (Stearic acid), โอลีอิกแอซิด (Oleic acid) และ ปาล์มิติกแอซิด (Palmitic acid) เป็นต้น (Andrew และ Pearson, 1965) แล้ว จะซึมเข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรีย กลีเซอรอลจะถูกเปลี่ยนไปเป็นไพรูวิกแอซิดโดยการเกิด ไกลโกลิซิส (Glycolysis) และจะถูกเปลี่ยนไปเป็น Volatile acids ต่าง ๆ ต่อไปตาม Pyruvate pathway ส่วนกรดไขมัน (Fatty acid) บางชนิดเช่นสเตียริก (Stearic acid) จะเกิด Beta-oxidation ไดอะซีติกแอซิดดังสมการที่ 11



สำหรับ Volatile acids บางครั้งสามารถเกิดมาจากปฏิกิริยาของคาร์บอน-ไดออกไซด์กับไฮโดรเจน ดังสมการที่ 12



ซึ่งสมการที่ 12 จะเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (Acid Former Bacteria) ชื่อ Clostridium aceticum (Thimann, 1963)

ทั้งนี้การเกิด Volatile acids ยังขึ้นอยู่กับสภาวะต่าง ๆ ด้วยเช่น pH และสารบางอย่างเพื่อช่วยเร่งปฏิกิริยาสำหรับแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด ซึ่งสภาวะที่ต่างกันจะทำให้แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดผลิต Volatile acids จำนวนที่ไม่เท่ากันและยังขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรียที่ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ดังตารางที่ 4

ตารางที่ 4 การย่อยสลายกลูโคส*

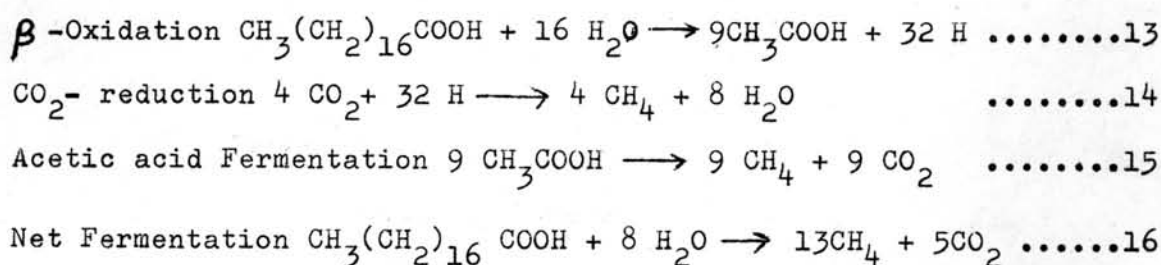
Products	มิลลิโมล/100 มิลลิโมลของกลูโคสที่ย่อยสลาย			
	E. coli		Clostridium perfringens	
	pH 6.2	pH 7.8	Iron sufficient	Iron deficient
2-3 Butanediol	0.3	0.26	-	-
Acetoin	0.07	0.26	-	-
Glycerol	1.42	0.32	-	-
Ethanol	49.8	50.5	26	10
Formic acid	2.43	86.0	-	-
Acetic acid	36.5	38.7	60	15
Butyric acid	-	-	34	9
Lactic acid	79.5	70.0	33	180
Succinic acid	10.7	14.8	-	-
Carbondioxide	88.0	1.75	176	24
Hydrogen	75.0	0.26	214	21

* Andrew และ Pearson (1965)

ปริมาณของ Volatile acids ที่เกิดขึ้นจะสะสมมากขึ้น ๆ จะทำให้ pH ต่ำลง ซึ่งเมื่อ pH ต่ำกว่า 6.4 จะทำให้ระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน มีประสิทธิภาพในการลดสารอินทรีย์ลดลง ดังนั้นในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนจึงต้องมีการควบคุมปริมาณของ Volatile acids ในระบบกำจัด

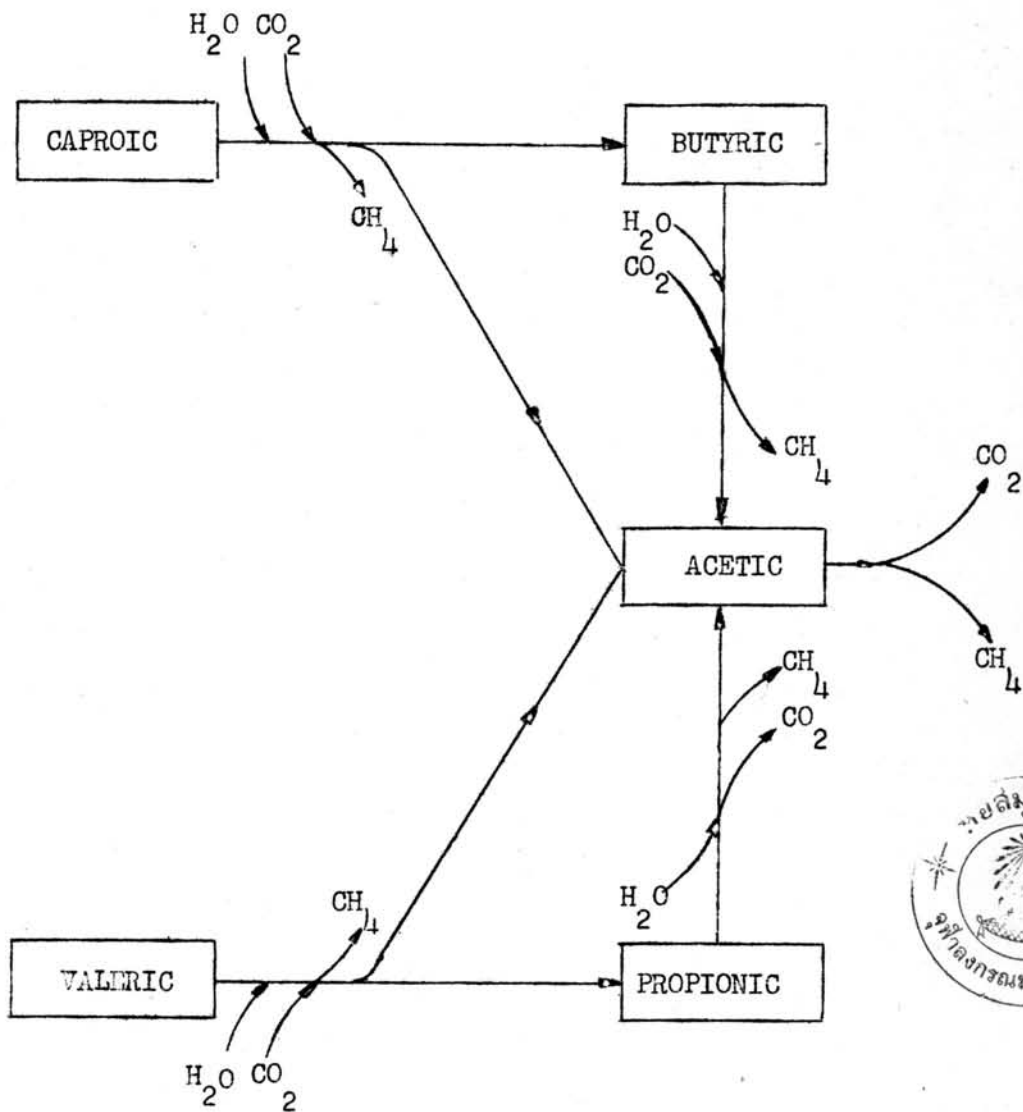
3.3.3. การเกิดแก๊สมีเทน (Methane Fermentation) ในขั้นที่สองของการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจนอิสระจะมีแบคทีเรียพวกที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน ซึ่งจะทำการย่อยสลายกรดอินทรีย์และแอลกอฮอล์ซึ่งเป็นผลจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด ให้เป็นแก๊สมีเทนและแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ และเซลล์ใหม่ของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน แบคทีเรียจำพวกนี้จะเป็นตัวการที่สำคัญที่สุดในการที่จะช่วยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระ เกิดปฏิกิริยาขึ้นโดยสมบูรณ์ เป็นผลทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำทิ้งลดลง (Speece และ McCarty, 1965) และถือว่าเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระที่สำคัญ

ปฏิกิริยาทางชีวเคมี (Biochemical Reaction) ของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน สามารถจะแยกได้เป็น 2 ขั้นตอน (Jeris และ McCarty, 1965) คือขั้นแรกจะมีแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนพวกหนึ่งทำการย่อยสลายพวก Long-chain organic acids เช่น ออกตาโนอิกแอซิด (Octanoic acid) สเตียริกแอซิด (Stearic acid) คาร์โปรอิกแอซิด (Caproic acid) วาเลอริกแอซิด (Valeric acid) และปาล์มิติกแอซิด (Palmitic acid) ไปเป็น Short-chain organic acid) หรือ Volatile acids เสียก่อนโดยวิธี "Beta-oxidation" ต่อมาจะมีแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนอีกพวกหนึ่งย่อยสลายพวก Short-chain organic acid หรือ Volatile acids ไปเป็นแก๊สมีเทนและแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ดัง



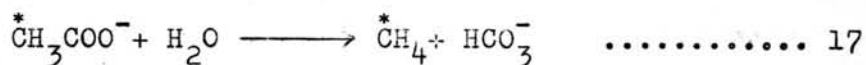
แสดงว่าแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน จะย่อยสลายกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ ให้เป็นโมเลกุลเล็กและแก๊สมีเทน (Andrew และ Pearson, 1965) ดังรูปที่ 8 ดังนั้น ถ้ามีกรดอินทรีย์ที่เป็น Long chain organic acids จำนวนมากและมีแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน ที่สามารถย่อยสลายอินทรีย์ชนิดนี้ได้จำนวนมากก็จะทำให้ปริมาณอะซิติก-เอซิกเพิ่มขึ้นในขณะเดียวกัน ถ้ามีจำนวนแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สชนิดที่ย่อยสลายอะซิติก-เอซิกเป็นจำนวนน้อยทำให้การย่อยสลายอะซิติกเอซิกเกิดขึ้นไม่ทัน เป็นผลให้ปริมาณของ อะซิติกเอซิกเหลืออยู่ในระบบกำจัดน้ำทิ้งมากขึ้น ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้ง ลดลง

เมื่อกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ถูกย่อยสลายเป็นกรดอินทรีย์โมเลกุลเล็กหรือ Volatile acids แล้วอาจจะโดยทาง Pyruvate Pathway หรือโดยการเกิด Beta-Oxidation ดังที่กล่าวมาแล้วก็ตาม จะมีแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนอีกพวกหนึ่งทำการย่อยสลายกรดอินทรีย์โมเลกุลเล็กหรือ Volatile acids ให้เป็นแก๊สมีเทน และแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ ดังสมการที่ 15 สำหรับโพรปิโอนิกเอซิก (Propionic acid) และบิวไทริกเอซิก (Butyric acid) ก็จะถูกเปลี่ยนไปเป็นอะซิติกเอซิกเสียก่อน จึงจะถูกย่อยสลายไปเป็นแก๊สมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ (Barker, 1956) ดังสมการที่ 18 และ 19

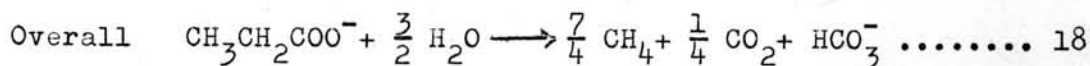
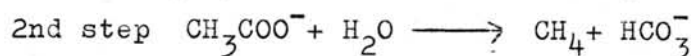
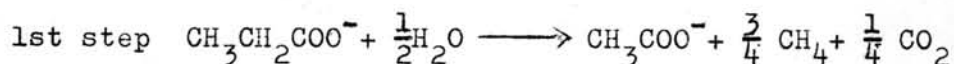


รูปที่ 8 การย่อยสลายกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ (Long chain fatty acids) ให้เป็นกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็ก โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน (Andrew และ Pearson, 1965)

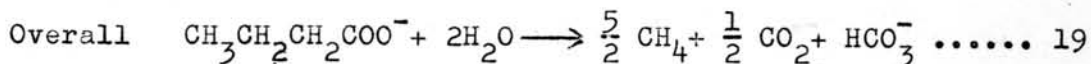
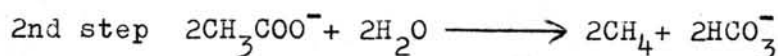
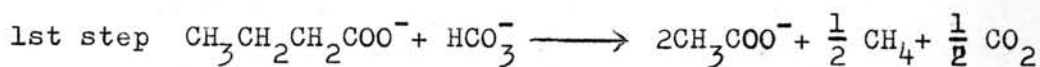
Acetic Acid



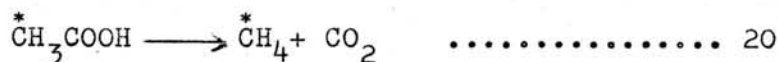
Propionic Acid



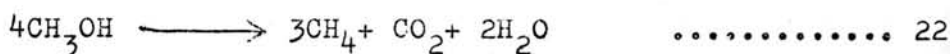
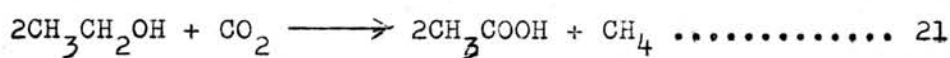
Butyric Acid



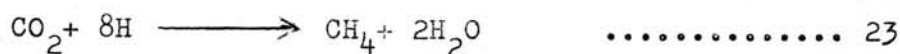
สำหรับอะซิติกแอซิด สามารถจะแตกตัวภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระได้
ดังสมการที่ 20



แอลกอฮอล์ที่เกิดขึ้นจากแบคทีเรียที่ทำให้เกิดการลดจากการย่อยสลายสาร
อินทรีย์ ในขั้นแรกจะถูกแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน ทำการเพิ่มออกซิเจน (Oxidized)
ไปเป็นอะซิติกแอซิด เช่น เอทิลแอลกอฮอล์ (Ethyl alcohol) จะถูกเพิ่ม
ออกซิเจนไปเป็น อะซิติกแอซิดและแก๊สมีเทนโดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนชื่อ
Methanobacterium omelianskii (Barker, 1941) ดังสมการที่ 21 เมทิล-
แอลกอฮอล์ (Methyl alcohol) จะถูกลดออกซิเจน (Reduction) โดยแบคทีเรีย
ที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนพวก Methanosarcina ไดแก๊สมีเทน (Barker, 1956)
ดังสมการที่ 22



นอกจากนี้แล้วแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ยังถูกลดออกซิเจน เกิดเป็นแก๊สมีเทนโดยแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์จะทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจน (Hydrogen) ซึ่งได้มาจากปฏิกิริยาของน้ำย่อย (Enzyme) กับสารอินทรีย์, คาร์บอนไดออกไซด์ จะทำหน้าที่รับไฮโดรเจน (Hydrogen acceptor) (McCarty, 1964) ดังสมการที่ 23

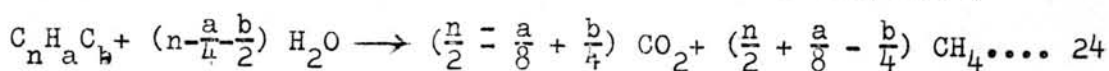


จะเห็นได้ว่าที่มาของแก๊สมีเทนในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมาจากแหล่งใหญ่ ๆ 3 แหล่งด้วยกันคือ

1. จากการลดออกซิเจน (Reduction) ของแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์
2. จากการย่อยสลายของอะซิติกแอซิด (Acetic Fermentation)
3. จากการลดออกซิเจน (Reduction) และการเพิ่มออกซิเจน (Oxidation) ของแอลกอฮอล์ (Alcohol)

แต่อย่างไรก็ตามแก๊สมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมดในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนปริมาณร้อยละ 70 จะมาจากการย่อยสลายอะซิติกแอซิด (Acetic Fermentation) (Jeris และ McCarty, 1965)

สำหรับปริมาณแก๊สมีเทนและแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนนี้ สามารถจะประมาณปริมาณที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกแป้งและน้ำตาล ดังสมการที่ 24 (Buswell, 1962)



McCarty, (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน กับปริมาณของแก๊สมีเทนที่เกิดขึ้นดังสมการที่ 25 และ 26

$$\begin{aligned}
 & 1 \text{ ปอนด์ของ } BOD_L \text{ หรือ COD ที่ถูกย่อยสลาย} = 5.62 \text{ ฟุต}^3 \text{ ของแก๊ส} \\
 & \text{มีเทนที่ STP} \dots\dots\dots 25 \\
 \text{หรือ} & 1 \text{ กรัมของ } BOD_L \text{ หรือ COD ที่ถูกย่อยสลาย} = .351 \text{ ลิตรของแก๊สมีเทน} \\
 & \text{ที่ STP} \dots\dots\dots 26
 \end{aligned}$$

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนมีอยู่หลายชนิดด้วยกัน รูปร่างลักษณะของมัน สามารถจะแยกได้เป็น 3 ชนิดคือ ชนิดแรกมีรูปร่างเป็นท่อนกลม (Red-shape) เรียกว่า Methanobacterium ชนิดที่สองมีรูปร่างกลม (Cocci) อยู่เป็นเซลล์เดี่ยว เรียกว่า Methanococcus ชนิดที่สามมีรูปร่างกลมแต่จะเกาะกันอยู่เป็นกลุ่ม เรียกว่า Methanosarcina แบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนทั้ง 3 ชนิดที่พบมากในระบบกำจัด น้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้แก่ Methanobacterium omelianski (Barker, 1941) Methanobacterium thermoautotrophicus (Zeikus และ Wolfe, 1972) Methanobacterium sohngei (Barker, 1956)

3.3.4. อัตราการเกิดปฏิกิริยา (Rate of Reaction) ประสิทธิภาพ การกำจัดน้ำทิ้งของระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนขึ้นอยู่กับอัตราการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์ของขบวนการต่าง ๆ ในระบบโดยเฉพาะอย่างยิ่งอัตราการเกิดปฏิกิริยาของแก๊สมีเทน ซึ่งถือว่าเป็นปฏิกิริยาที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบกำจัดน้ำทิ้งโดยตรง และเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบทั้งหมด (Rate limiting factors)

สำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบการหมุนเวียนตะกอน ซึ่งสามารถควบคุมปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบได้ อัตราการเกิดปฏิกิริยาจะขึ้นอยู่กับระยะเวลาของการเก็บกักตะกอน (SRT) ถ้าค่าของระยะเวลาการเก็บกักตะกอนน้อยกว่าระยะเวลาเก็บกัก

ตะกอนต่ำสุด (SRT_M) เมื่อใดตะกอนของจุลินทรีย์จะหลุดออกไปกับน้ำทิ้งมากกว่าอัตราการขยายพันธุ์ของจุลินทรีย์จะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาลดลง ๆ ประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์จะลดลงเหลือศูนย์ได้

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนแต่ละชนิดจะมีระยะเวลาของการขยายพันธุ์ (Generation time or Growth Rate) แตกต่างกันออกไปตามชนิดของสารที่ทำให้การย่อยสลายควยดังแสดงในตารางที่ 5

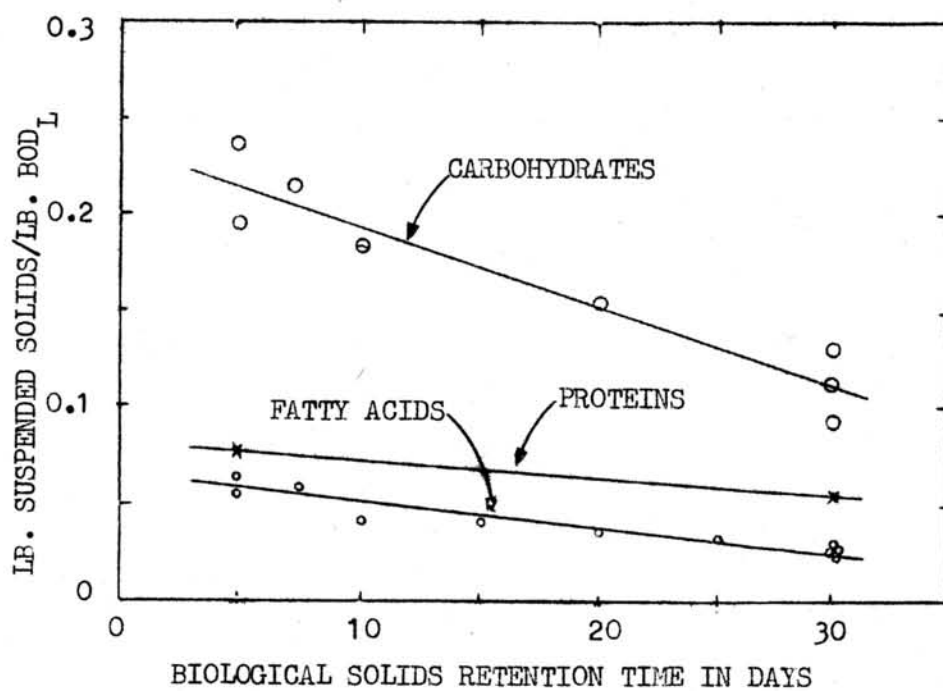
ตารางที่ 5 Growth Rate of Methane Organisms

Substrate	Temp °C	Residence time days	Reference
Methanol	35	2	Speece และ McCarty (1964)
Formate	35	3	"
Acetate	35	5	"
Propionate	35	7.5	"

3.3.5. การเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ (Biological solids Production) การเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยานั้นสามารถจะคำนวณตามสมการที่ 1 แต่จะต้องทราบค่าสัมประสิทธิ์ของการเจริญเติบโตและสัมประสิทธิ์ของการตายของจุลินทรีย์ ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดและส่วนประกอบของน้ำทิ้งแต่ละชนิด ดังแสดงในตารางที่ 6 โดยในการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกคาร์โบไฮเดรต จะมีปริมาณการเพิ่มของจุลินทรีย์มากกว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีน และกรดไขมัน (McCarty, 1964) ดังรูปที่ 9 สำหรับอัตราการเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นเนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจะมีปริมาณลดลงเมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาของการเก็บกักตะกอน (SRT) ของจุลินทรีย์เป็นระยะเวลานาน ๆ ทั้งนี้เพราะว่าเมื่อระยะเวลาการเก็บกัก

ตารางที่ 6 Growth Yield and Decay Coefficient of
Various Substrate

Substrate	a, mg/mg	b, day ⁻¹	References
Starch & Glucose	0.46	0.088	Speece และ McCarty (1962)
Amino & Fatty acids	0.054	0.038	"
Protein from Nutrient broth	0.076	0.014	"
Acetic acid	0.040	0.019	Lawrence และ McCarty (1964)
Propionic acid	0.042	0.010	"
Butyric acid	0.47	0.0027	"



รูปที่ 9 การเพิ่มปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

ตะกอน (SRT) ที่ยาวนาน จะทำให้จุลินทรีย์สะสมอยู่เป็นจำนวนมาก จุลินทรีย์เหล่านี้ จำเป็นจะต้องใช้พลังงานในการดำรงชีวิต ดังนั้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ถูกย่อยสลายส่วนใหญ่จะถูกนำไปใช้เป็นพลังงาน การที่จะสร้างเซลล์ใหม่จึงน้อย (Young และ McCarty, 1969)

จากการทดลองของ Young และ McCarty (1969) ได้ใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เพื่อกำจัดน้ำทิ้งประเภท Protein-Carbohydrate จะมีการเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ควยอัตราส่วน 0.115-0.121 กรัมต่อ 1 กรัมของ COD ที่ถูกกำจัด และมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอน (SRT) ตั้งแต่ 84-102 วัน

Jennett et.al., (1975) ได้ใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตยา (Pharmaceutical waste) พบว่าปริมาณของการสร้างเซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์จะมีอัตราส่วน 0.027 กรัมต่อ 1 กรัมของ BOD ที่ถูกกำจัดไป โดยมีค่า SRT เท่ากับ 313 วัน

* การที่เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีค่า SRT สูงกว่าระบบหมุนเวียนตะกอนแบบธรรมดาจึงทำให้มีการสร้างจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นเป็นจำนวนน้อย ดังเหตุผลที่ได้อธิบายมาแล้ว ซึ่งจะช่วยลดปัญหาการกำจัดกากตะกอน (sludge) และทำให้ระบบกำจัดมีประสิทธิภาพสูง จากการทดลองที่ได้ทำมาแล้วปรากฏว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกสามารถทำงานได้ถึง 1 ปี โดยไม่ต้องมีการกำจัดกากตะกอนส่วนเกิน (McCarty, 1969)

3.4. สภาพทางกายภาพของระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เป็นระบบกำจัดน้ำทิ้งที่มีส่วนประกอบง่ายกว่าระบบอื่น ๆ ส่วนประกอบที่สำคัญคือตัวถังกรอง (Filter tank) ซึ่งอาจจะเป็นถังกลมหรือถังสี่เหลี่ยมก็ได้ ความสูงของตัวถังที่ได้มีการทำการวิจัย มีความสูงตั้งแต่ $1\frac{1}{2}$ ฟุต จนถึง 20 ฟุต สิ่งที่สำคัญที่สุดคือตัวถังจะต้องป้องกันไม่ให้ออกซิเจนในอากาศเข้าไปในตัวถังได้ ภายในตัวถังบรรจุตัวกรอง ซึ่งเป็นหินหรือวัสดุอื่น ๆ ขนาดเส้นผ่า

ศูนย์กลาง 1-2 นิ้ว ตัวถังด้านล่างจะต้องมีระบบจ่ายน้ำทิ้งเข้าสู่ตัวถัง (Distribution system) เพื่อช่วยกระจายน้ำทิ้งให้ไหลผ่านช่องว่างของหินให้เท่ากันตลอด นอกจากนี้ แลวภายในตัวถังจะต้องมีการป้องกันไม่ให้เกิดการไหลลัดทาง (Short-circuit) ของน้ำทิ้งไปตามผนังของถังโดยทำผนังกัน (baffles)

3.4.1. ลักษณะการไหลของน้ำทิ้งในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก การไหลของน้ำทิ้งภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก จะเป็นการไหลทางเดียว (Plug-flow) โดยไหลผ่านช่องว่างของหิน ในลักษณะทางเดียวกับการกรอง (Filtration) แบบ Up-flow น้ำทิ้งที่เข้าสู่เครื่องกรอง (Influent) จะถูกใส่เข้าทางตอนล่างของถัง ผ่านระบบการกระจายน้ำทิ้ง (Distribution system) และตัวกรองต่าง ๆ แลวจะไหลออกทางตอนบนของถังในลักษณะของการไหลล้น (Over flow) ซึ่งเกิดแรงดันสูญเสีย (Head loss) ประมาณ 2.5-7.6 เซนติเมตร ต่อความสูงของถังกรอง 2 ฟุต (Young et.al., 1969)

3.4.2. การเคลื่อนไหวของตะกอนจุลินทรีย์ (Biological solids movement) ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก ตะกอนจุลินทรีย์จะมีการรวมตัวกันเป็นตะกอนโต (Flocculated) อยตามช่องว่างของหินดังที่กล่าวมาแล้ว ตะกอนเหล่านี้มีการเคลื่อนไหวโดยการลอยตัวขึ้นเนื่องจากฟองแก๊สที่เกิดขึ้น กอปรกับมีการไหลของน้ำทิ้งแบบ up-flow เมื่อตะกอนถูกฟองแก๊สทำให้ลอยขึ้นภายในช่องว่างของหินลอยไปกระทบกับหินซึ่งอยู่เบื้องบน มันจะทำหน้าที่กักตะกอนเอาไว้ตะกอนเหล่านี้จะแยกหลุดจากฟองแก๊สตกลงมาสู่ที่เดิมควยนำหนักของตะกอน เป็นอยู่ในลักษณะนี้ตลอดเวลา (Young et.al., 1969) ซึ่งการที่ตะกอนจุลินทรีย์ไม่เกาะอยตามผิวของหิน จะทำให้สามารถกำจัดตะกอนออกไคงาย ถ้ามีตะกอนเต็มตัวถังกรอง ตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กบางส่วนที่มีน้ำหนักเบาจะถูกฟองแก๊สพาหลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรอง (Effluent) หรือบางครั้งถ้ามีการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้งไว้ในถังกรอง (Hydraulic Retention time = HRT) ให้สั้นเข้าก็จะมีผลต่อการลอยตัวของตะกอน เนื่องจากน้ำทิ้งที่ไหลผ่านหินมีความเร็วเพิ่มขึ้นก็สามารถจะทำให้ตะกอนของจุลินทรีย์เคลื่อนตัว

ขึ้นมาสู่ตอนบนของถังและหลุดออกมาที่น้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรอง (Effluent) ได้

3.5. สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

ประสิทธิภาพการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก จะมีมากน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับสภาวะแวดล้อมต่าง ๆ ภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก เนื่องจากแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน ซึ่งเป็นตัวการสำคัญที่สุดสำหรับการทำงานของระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยา แบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ มีความรู้สึกไว (sensitive) ต่อสภาวะแวดล้อมมาก ดังนั้นการควบคุมสภาวะสิ่งแวดล้อมให้เหมาะสมจึงเป็นสิ่งจำเป็นเพื่อให้ระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งสูง

3.5.1. สารอาหารที่จำเป็นสำหรับแบคทีเรียในระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก

เซลล์ของแบคทีเรียทุกชนิดจะต้องประกอบไปด้วยธาตุที่สำคัญ คือ คาร์บอน, ไฮโดรเจน, ออกซิเจน และไนโตรเจน ธาตุแต่ละชนิดจะมีมากน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรีย สำหรับแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ Speece และ McCarty (1962) ได้แสดงสูตรของเซลล์แบคทีเรียโดยเขียนเป็นสูตรของแร่ธาตุต่าง ๆ ที่มารวมกันคือ $C_5H_9O_3N$ ซึ่งจากสูตรของเซลล์แบคทีเรียนี้สามารถจะทราบถึงอัตราส่วนของแร่ธาตุต่าง ๆ ที่อยู่ในเซลล์ได้โดยคิดเทียบกับน้ำหนักของเซลล์ เช่นธาตุไนโตรเจน เมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์แล้วจะเป็นอัตราส่วนเท่ากับ 9.4 (cell weight/N = 9.4)

Sanders และ Bloodgood (1965) ได้ทำการศึกษาพบว่าในการที่จะให้แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสร้างเซลล์เพิ่มขึ้นเป็นจำนวนมาก ๆ นั้นจะต้องมีอัตราส่วนของไนโตรเจนต่อคาร์บอนในสารอาหารประมาณ 0.0620 ส่วนการที่จะช่วยย่อยสารอินทรีย์ต่าง ๆ ถึงแม้จะใช้อัตราส่วนของไนโตรเจนต่อคาร์บอนมากกว่านี้ก็มิช่วยให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น นอกจากนี้แล้วแบคทีเรียยังต้องการธาตุฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณของธาตุไนโตรเจนที่ประกอบเป็นเซลล์

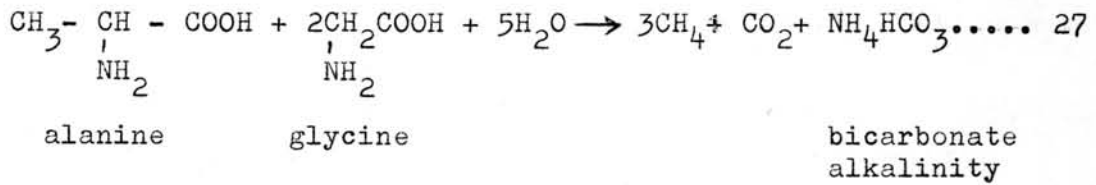
ดังนั้นเมื่อแบคทีเรียจะสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นมากก็จะต้องใช้ธาตุคั่งที่กล่าวมาแล้ว ซึ่งถือว่าเป็นอาหารเสริม (Nutrients) ที่จำเป็นโดยมีปริมาณความต้องการของไนโตรเจนประมาณ .011 ปอนด์และฟอสฟอรัส .002 ปอนด์ต่อ 1 ปอนด์ของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย หรือเท่ากับอัตราส่วน BOD หรือ COD:N:P = 100:1.1:0.2 เมื่อเปรียบเทียบกับแบคทีเรียชนิดที่ใช้ออกซิเจนอิสระ ซึ่งมีอัตราส่วน BOD_L หรือ COD:N:P = 100:5:1 จะเห็นว่าปริมาณของธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสสำหรับแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนจะน้อยกว่าแบคทีเรียชนิดที่ใช้ออกซิเจนอิสระถึง 5 เท่า ในการย่อยสลายสารอินทรีย์จำนวนเท่า ๆ กัน

3.5.2. สภาพความเป็นกรดเป็นด่าง (Acidity และ Alkalinity)

เป็นสิ่งสำคัญสำหรับการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก ทั้งนี้เพราะแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน มีความรู้สึกไว (sensitive) ต่อการเปลี่ยนแปลง pH มากโดยปกติแล้วแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนจะอาศัยอยู่ในสภาวะที่มี pH อยู่ระหว่าง 6.6-7.6 (Barker, 1941) หรืออาจจะต่ำกว่านั้นคือ pH = 6.4 (Barker, 1956) แต่ pH ที่เหมาะสมสำหรับการทำงานของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนคือ pH 6.8-7.2 ซึ่งถ้า pH ต่ำหรือสูงเกินไปแล้วแบคทีเรียชนิดนี้จะลดการทำงาน (activity) ของมันลงไป แต่อย่างไรก็ตาม Clark และ Speece (1970), Lovan และ Foree (1971) พบว่าการย่อยสลายพวกอะซิเตต (acetate) โดยใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก pH สามารถลดลงได้ถึง 4 ทั้งนี้เพราะจำนวนจุลินทรีย์ (Biological solids) ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกมีจำนวนมาก

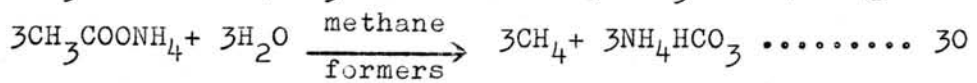
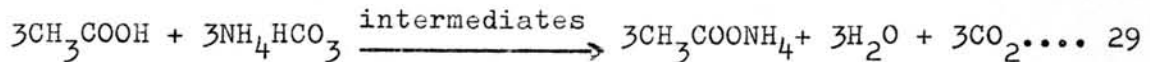
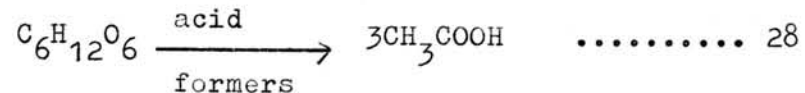
สภาวะที่สมดุลภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิก จะเกิดขึ้นเมื่อมีปริมาณของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดและแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนในอัตราส่วนที่จะทำปฏิกิริยา ย่อยสลายสารอินทรีย์และ Volatile acids ให้เป็นแก๊สมีเทนได้สมดุลกัน โดยมีปริมาณของ Volatile acids ประมาณ 50-500 มก./ล. as CH₃COOH หากมีปริมาณของ Volatile acids มากกว่า 2,000 มก./ล. as CH₃COOH แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบกำจัดลดลง

สำหรับสภาพความเป็นด่างภายในเครื่องกรองแบบแอนไอออนิก อาจจะมา
 จากเกลือของแอมโมเนียม (Ammonium salt) เช่นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต
 (NH_4HCO_3) และแอมโมเนียมอะซิเตต (CH_3COONH_4) ซึ่งเกลือของแอมโมเนียม
 เหล่านี้จะเกิดขึ้นได้เอง (Pohland, 1964) ดังสมการที่ 27



ซึ่ง alanine และ glycine จะมีอยู่ในน้ำทิ้งที่มีโปรตีนผสมอยู่

ถ้าขบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยแบคทีเรียเป็นไป
 อย่างสมบูรณ์แล้ว แอมโมเนียมไบคาร์บอเนตจะเป็นตัวควบคุมการเปลี่ยนแปลงของ pH
 คือเป็นตัวบัฟเฟอร์ (buffer) ซึ่งจะคอยลดสภาพความเป็นกรด เนื่องจาก Volatile
 acids ดังสมการที่ 29 และ 30



จากสมการที่ 30 ถ้าน้ำทิ้งมีปริมาณของไนโตรเจนอย่างเพียงพอ เมื่อมีการ
 ย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างสมบูรณ์แล้วจะได้ แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ซึ่งจะเกิดขึ้น
 เองโดยธรรมชาติ แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ซึ่งเป็นบัฟเฟอร์จะทำปฏิกิริยากับ
 Volatile acids ที่เกิดจากแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด ดังสมการที่ 29 จะได้แอม-
 โมเนียมอะซิเตต (CH_3COONH_4) ขึ้นต่อไปแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนจะทำการ
 ย่อยสลายแอมโมเนียมอะซิเตตไปเป็นแก๊สมีเทน (CH_4) ดังสมการที่ 30 ซึ่งจะได้

แอมโมเนียมไบคาร์บอเนตกลับคืน แต่หาปริมาณของไบคาร์บอเนตที่เฟอรัไม่เพียงพอที่จะทำปฏิกิริยากับ Volatile acids ดังสมการที่ 29 แล้วจะทำให้ประมาณของ Volatile acids เพิ่มมากขึ้น ๆ ทำให้ pH ต่ำลง จนกระทั่งแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทน ไม่สามารถจะย่อยสลายแอมโมเนียมอะซิเตตได้

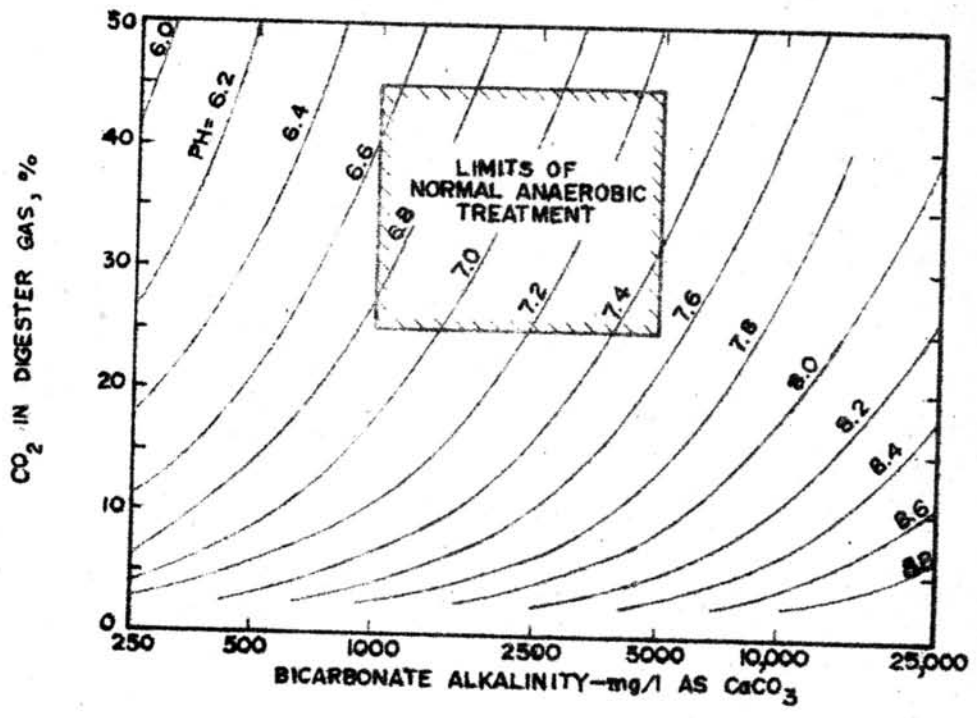
แต่อย่างไรก็ตาม การเปลี่ยนแปลง pH ภายในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไมโซออกซิเจน นอกจากจะขึ้นอยู่กับปริมาณของ Volatile acids และสภาพความเป็นด่างแล้ว ยังขึ้นอยู่กับปริมาณของแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไมโซออกซิเจนควย โดย pH, ไบคาร์บอเนตแอลคาลินิตี (Bicarbonate alkalinity) และรอยละของแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์จะมีความสัมพันธ์กัน ดังสมการที่ 31 (Albertson, 1961)

$$\text{pH} = 5.14 - \log (\% \text{CO}_2) + \log \text{HCO}_3^- (\text{as mg/l CaCO}_3) \dots\dots 31$$

McCarty (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง pH และประมาณของไบคาร์บอเนตที่เหมาะสมสำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไมโซออกซิเจน ดังรูปที่ 10 และได้ชี้ให้เห็นว่าสภาพความเป็นด่างในระบบกำจัดแบบนี้ไม่ควรต่ำกว่า 1,000 มก./ล. as CaCO_3 เพื่อป้องกันไม่ให้ pH ต่ำลงจนถึงขีดอันตราย

Pohland (1964) ได้แสดงวิธีในการควบคุม pH โดยอาศัยความเป็นด่างเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมกับการทำงานของขบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไมโซออกซิเจน โดยให้ชื่อว่า "acid-base equilibrium control" ซึ่งวิธีนี้สามารถที่จะบอกให้ทราบว่ขบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไมโซออกซิเจนขาดสภาพความเป็นด่างที่จะควบคุม pH หรือไม่ ดังสมการที่ 32





รูปที่ 10 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง pH กับความเข้มข้นของ Bicarbonate-Alkalinity ที่อุณหภูมิ 95° F. (McCarty, 1964)

$$A = T.A. - 0.833 T.O.A. \dots\dots\dots 32$$

ซึ่ง A = ปริมาณของ alkalinity ที่มีเกินพอหรือขาดไป (มก./ล. as CaCO_3)

T.A. = ปริมาณของ alkalinity ทั้งหมดที่มีอยู่, มก./ล. as CaCO_3

T.O.A. = ปริมาณของ Volatile acids มก./ล. as CH_3COOH

$$0.833 = \frac{\text{น้ำหนักสมมูลของ } \text{CaCO}_3}{\text{น้ำหนักสมมูลของ } \text{CH}_3\text{COOH}}$$

จากสมการที่ 32 ก็สามารถจะทราบได้ว่าปริมาณของความเป็นด่างจะเพียงพอหรือไม่ถ้าปริมาณความเป็นด่างไม่เพียงพอ ก็จะต้องเติมสารเคมีลงไปเพื่อเพิ่มปริมาณของความเป็นด่าง ช่วยป้องกันไม่ให้ pH ต่ำลง ดังสมการที่ 33

$$N = 8.34 A(E)(V) \dots\dots\dots 33$$

N = ปริมาณของสารเคมีที่ต้องใช้เติมลงไป

A = ปริมาณของความเป็นด่างที่ขาด, มก./ล. as CaCO_3

$$E = \frac{\text{น้ำหนักสมมูลของสารที่เติมลงไป}}{\text{น้ำหนักสมมูลของ } \text{CaCO}_3}$$

V = ปริมาตรของตัวถัง (Digester volume), 10^6 gallons

8.34 = conversion factor, ปอนด์/แกลลอน

3.5.3. อุณหภูมิ (Temperature) การย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน ถ้าอุณหภูมิสูงปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นก็จะรวดเร็ว อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการย่อยสลายสารอินทรีย์คือ อุณหภูมิ $30^\circ - 38^\circ$ เซ็นเซียส ซึ่งเรียกแบคทีเรียที่ทำงานสภาวะอุณหภูมิต่างนี้ว่า "Mesophilic Bacteria" ส่วนอีกพวกหนึ่งจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เร็วยิ่งขึ้นที่อุณหภูมิ $49^\circ - 57^\circ$ เซ็นเซียส ซึ่งเรียกแบคทีเรียที่ทำงานในสภาวะอุณหภูมิต่างนี้ว่า "Thermophilic Bacteria"

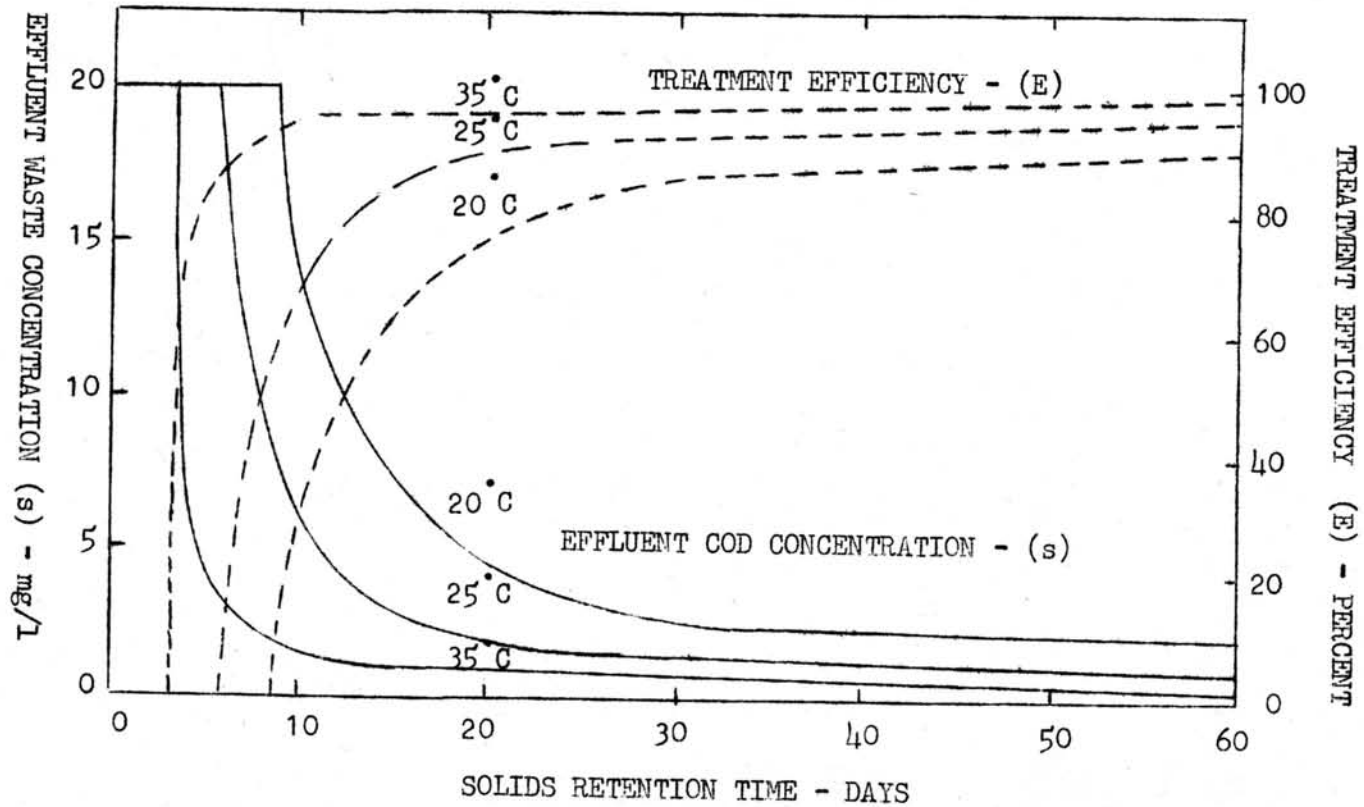
(Eckenfelder et.al., 1961)

Young et.al, (1969) ได้ทำการศึกษาและทดลองใช้ระบบเครื่องกรองแบบ แอนแอโรบิก เพื่อกำจัดน้ำทิ้งเทียม (Synthetic waste) ปรากฏว่าเครื่องกรองแบบ แอนแอโรบิกสามารถกำจัด COD ได้ถึงร้อยละ 93.4 ที่อุณหภูมิ 25° เซ็นเซียส โดยใช้ ระยะเวลาการกักน้ำทิ้ง (HRT) ในถังกรอง 75 ชั่วโมง Jennett et.al., (1975) ได้ทดลองใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตยา ปรากฏว่าเครื่อง กรองแบบแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับร้อยละ 93.7 ที่อุณหภูมิ 37° เซ็นเซียส โดยใช้ระยะเวลาของการกักน้ำทิ้ง (HRT) เพียง 12 ชั่วโมง

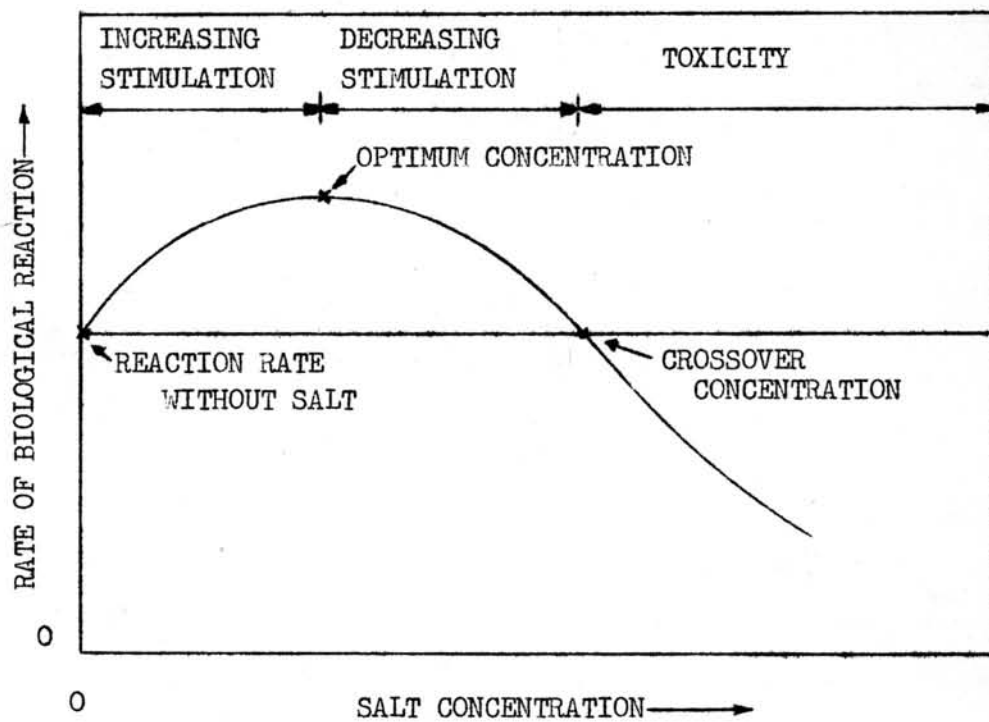
Lawrence et.al., (1969) ได้แสดงให้เห็นถึงผลของอุณหภูมิและระยะเวลา การกักตะกอน (SRT) ต่อประสิทธิภาพของการกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ ออกซิเจน ดังรูปที่ 11 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอุณหภูมิเพิ่มขึ้นระยะเวลาของการกักตะกอน (SRT) จะลดลงโดยที่ประสิทธิภาพของการกำจัด COD ยังคงเดิม หรือถ้าอุณหภูมิลดลงระยะเวลา ในการกักตะกอนก็จะต้องเพิ่มขึ้นโดยให้มีประสิทธิภาพของระบบกำจัดคงเดิม ดังนั้นแสดง ว่าระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิกจะสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพได้ถึงแม้ ที่อุณหภูมิต่ำ ๆ เนื่องจากมีระยะเวลาในการกักตะกอนยาวนานถึง 665 วัน (Young et.al., 1969)

3.5.4. สารเป็นพิษ (Toxic materials) ในระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทาง ชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน มีสารหลายชนิดทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ซึ่งสารบางชนิด จะเป็นพิษโดยตรง (Toxic) และบางชนิดจะยับยั้ง (Inhibited) การทำงานของแบค- ทีเรีย โดยความรุนแรงของพิษและการยับยั้งจะเป็นปฏิกิริยาโดยตรงกับความเข้มข้นของสาร (McCarty, 1964) แต่อย่างไรก็ตามสารที่เป็นพิษหรือยับยั้งต่อการทำงานของแบคทีเรีย ยังสามารถช่วยกระตุ้น (Stimulated) ให้แบคทีเรียทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น หากสารเหล่านั้นมีปริมาณพอเหมาะดังรูปที่ 12

ชนิดของสารที่เป็นพิษ และยับยั้งต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจน อีสิระแบ่งได้ 5 ชนิดด้วยกันคือ



รูปที่ 11 แสดงความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียโดยกระบวนการชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Lawrence et.al., 1969)



รูปที่ 12 อิทธิพลของเกลือต่อปฏิกิริยาการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ไรออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

1. Volatile acids
2. เกลือของสารอนินทรีย์ (Inorganic salts)
3. โลหะหนัก (Heavy metals)
4. แก๊สบางชนิด
5. สารอินทรีย์ (Organic matter)

3.5.4.1. พิษของ Volatile acids ความจริงแล้ว Volatile acids ไม่เป็นพิษโดยตรงต่อแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ถึงแม้จะมีความเข้มข้นสูงถึง 10,000 มก./ล, as CH_3COOH (McCarty และ McKinney, 1961) แต่ตามปริมาณของสารที่จะปรับสภาพ (Buffering Capacity) ไม่พอก็จะทำให้ pH ต่ำลงจนแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนไม่สามารถจะทนอยู่ได้ การแก้ไขของ Volatile acids จะทำได้โดยการลดปริมาณของ Organic loading การเติมสารปรับสภาพ (buffer) เช่น NaHCO_3 และการใช้ระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) อยู่ในระบบกำจัดนํานาน ๆ

3.5.4.2. พิษของเกลืออนินทรีย์ (Inorganic salts Toxicity) เกลือของพวกสารอนินทรีย์เช่น พวกธาตุอัลคาไล (Alkali) และอัลคาไลเอิร์ท (Alkali earth) โคบอลต์เคียม, โปตัสเซียม แคลเซียม และแมกนีเซียม ซึ่งเกลือของสารอนินทรีย์เหล่านี้จะแตกตัวให้ Cations ที่เป็นพิษมากกว่า Anion โดยขึ้นอยู่กับปริมาณของ Cations ด้วยว่ามีปริมาณอยู่ในน้ำทิ้งมากน้อยเพียงใด (McCarty และ McKinney, 1961; Kugelman และ McCarty, 1965) ดังแสดงในตารางที่ 7

ตารางที่ 7 ปริมาณของ Cations ที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของแบคทีเรีย
ชนิดไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic bacteria)
(McCarty, 1964)

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

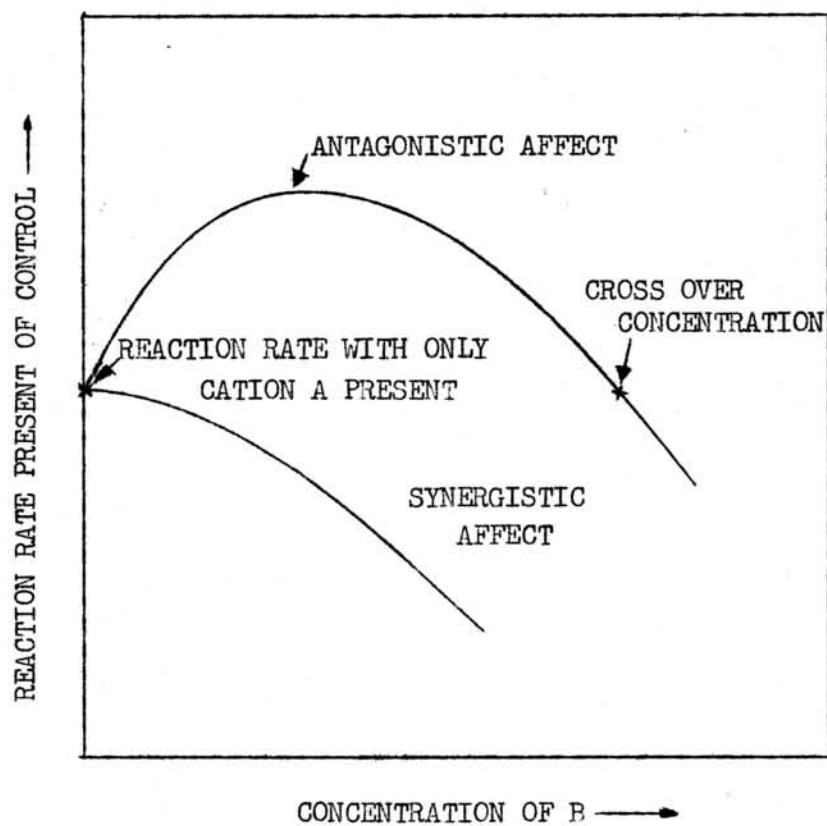
Rundolph (1928) กล่าวว่า โซเดียมคลอไรด์ (NaCl) ความเข้มข้น 2 กรัม/ล. ช่วยกระตุ้นการทำงานของถังหมัก (Digester) ที่ใช้กำจัดกากตะกอน (sludge) จากน้ำทิ้งจากที่อยู่อาศัย (Domestic sewage) และถ้าโซเดียมคลอไรด์ มีประมาณ 10 กรัม/ล. จะทำให้ถังหมักหยุดการทำงาน นอกจากนี้ยังพบว่าแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเทนจะทนต่อพิษของโซเดียมคลอไรด์ ไคโนยกว่าแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด

ความเป็นพิษของ Cation แต่ละชนิดจะรุนแรงไม่เท่ากันดังตารางที่ 7 โดย McCarty และ McKinney (1961) กล่าวว่า Cation ที่มีวาเลนซ์ (Valency) เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อแบคทีเรียน้อยกว่า Cation ที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 ซึ่งพิษของ Ca^{++} และ Mg^{++} จะมากกว่าพิษของ Na^+ และ K^+ ถึง 10 เท่า ดังนั้นพิษของ Cation จะเพิ่มขึ้นเมื่อ cation มีวาเลนซ์สูงขึ้นและน้ำหนักอะตอมมากขึ้น (Kugelman และ McCarty, 1965) Cations สามารถกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียได้เนื่องจาก Cations เหล่านี้จะเป็นตัว Metallic activators สำหรับน้ำย่อย (Enzyme) (Dixon และ Webb, 1958) ซึ่งเปรียบเสมือนแฟกเตอร์รวม (Cofactor) เพื่อ

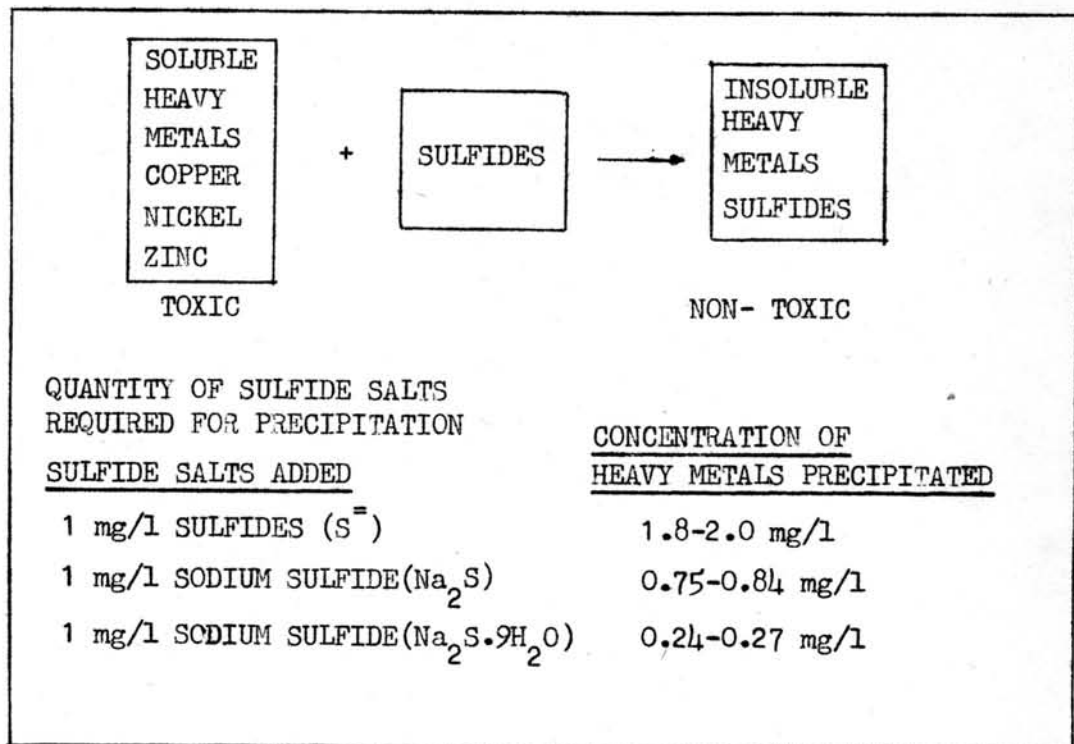
ช่วยให้น้ำย่อยทำปฏิกิริยากับสารต่าง ๆ (Substrates) ได้ดียิ่งขึ้นเช่นน้ำย่อย Plasma membrane ATPase จะต้องการ Na^+ เพื่อเป็นตัวแฟคเตอร์รวม (Cofactor) น้ำย่อย Pyruvate kinase ต้องการ K^+ เพื่อเป็นตัวแฟคเตอร์รวม (จุฬารัตนทล, 2516) แต่ถ้ามี่ปริมาณของ Cations มากเกินไปหรือไปรวมกับน้ำย่อยที่ไม่เหมาะสมจะเกิดพิษต่อแบคทีเรียได้

เราสามารถลดความเป็นพิษของ Cations ได้โดยการทำให้ "ANTAGONISM" (McCarty, 1964) กล่าวคือเมื่อมี Cation ซึ่งเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอยู่ชนิดหนึ่ง ถ้ามี Cation อีกชนิดหนึ่งรวมอยู่ด้วยกันจะทำให้ความเป็นพิษของ Cation ชนิดแรกลดลงได้ ตัวอย่างเช่นพิษของ Na^+ เข้มข้น 3,500 มก./ล. จะทำให้หมดไปถ้ามี Ca^{++} และ Mg^{++} ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50-1,000 มก./ล. (McCarty และ McKinney, 1961) แต่ในทางตรงข้าม Cation บางชนิดจะไปเพิ่มพิษของ Cation อีกชนิดหนึ่งเมื่ออยู่รวมกัน ปรากฏการณ์เช่นนี้เรียกว่า "SYNERGISM" ดังรูปที่ 13

3.5.4.3. พิษของโลหะหนัก (Heavy metals Toxicity) Abelson และ Aldous (1950) พบว่าโลหะหนัก (Heavy metals) ได้แก่แมงกานีส สังกะสี แคดเมียม นิเกิล และโคบอลต์ จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทิ้งในรูปของเกลือ การเป็นพิษเนื่องจากโลหะหนักต่อแบคทีเรียเป็นเรื่องสำคัญมาก เพราะเพียงแต่โลหะหนักมีความเข้มข้นเพียงเล็กน้อยก็ตาม แบคทีเรียจะตายทันที ส่วนเกลือของเหล็กและอะลูมิเนียมจะไม่เป็นพิษ เนื่องจากเกลือของโลหะพวกนี้ละลายน้ำได้ยาก อนึ่ง พิษของโลหะหนักจะมากน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้ง เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถจะรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือของโลหะหนักขึ้นมาซึ่งจะไม่ละลายน้ำ (McCarty, 1964) ดังรูปที่ 14



รูปที่ 13 แสดงความสัมพันธ์ของ Cations 2 ชนิดคือ A และ B
 ซึ่งเมื่ออยู่ด้วยกันแล้วอาจจะเกิด ANTAGONISM หรือ
 SYNERGISM ได้ (McCarty et.al., 1961)

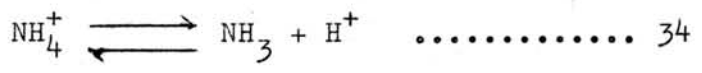


รูปที่ 14 ปฏิกริยาการทำลายพิษของโลหะหนัก (Heavy Metals) โดยซัลไฟด์ ($S^{=}$) ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (McCarty, 1964)

โดย 1 มก./ล. ของซัลไฟด์ (S^{2-}) จะรวมตัวกับ 1.8-2.0 มก./ล. ของ โลหะหนักกลายเป็นเกลือและตกตะกอน ถ้าน้ำทิ้งมีปริมาณของซัลไฟด์ (S^{2-}) ไม่พอเพียงที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนใดก็จะต้องมี การเติมพวกเกลือซัลไฟด์ (Sulfide salts) ลงไป เช่นเติม Na_2S หรือเติมเกลือซัลเฟต (Sulfate salt) ลงไปเกลือทั้ง 2 ชนิด จะถูกลดออกซิเจน (Reduced) ไปเป็นซัลไฟด์ (S^{2-}) ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (Anaerobic condition) ทำให้สามารถลดพิษของโลหะหนักได้

3.5.4.4. พิษของแอมโมเนียบางชนิด

พิษของแอมโมเนีย (Ammonia Toxicity) แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด น้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตร- เจนรวมอยู่คือ พวกโปรตีนที่มีอยู่ในน้ำทิ้ง หรือปยูเรีย (Urea) ซึ่งไนโตรเจนอาจจะอยู่ ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือแก๊สแอมโมเนีย (NH_3) โดยสาร 2 ตัวนี้จะ เปลี่ยนไปเปลี่ยนมาได้ขึ้นอยู่กับ pH ดังสมการที่ 34



ซึ่งถ้า pH ต่ำกว่า 7.2 จะมี NH_4^+ มากกว่า pH สูงกว่า 7.2 จะมี NH_3 มากกว่า ซึ่ง NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนมากกว่า NH_4^+ (McCarty, 1964) สำหรับการวิเคราะห์ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจน (NH_3-N) ในห้องปฏิบัติการจะได้ทั้ง NH_4^+ และ NH_3 รวมกัน ขนาดความเข้มข้นของ แอมโมเนียไนโตรเจน (NH_3-N) ที่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน ดังตารางที่ 8

ตารางที่ 8 ผลของ Ammonia-nitrogen ต่อระบบการกำจัดน้ำทิ้งแบบ
ไม้ออกซิเจน*

$\text{NH}_3\text{-N}$ mg/l	Affect on Anaerobic Treatment
50-200	Beneficial
200-1,000	No adverse affect
1,500-3,000	Inhibitory at higher pH value
Above 3,000	Toxic

* จาก McCarty (1964)

การที่จะลดพิษของแอมโมเนียไนโตรเจน ทำได้โดยการทำน้ำทิ้งที่จะเข้าสู่ระบบกำจัดน้ำทิ้งเจือจางลง (Dilution) ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนก็จะน้อยลงควย หรือโดยวิธีการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำทิ้งก่อนที่จะเข้าสู่ระบบกำจัด

พิษของซัลไฟด์ (Sulfide Toxicity) ในระบบกำจัดน้ำทิ้งควยวิธีทางชีววิทยาแบบไม้ออกซิเจน จะเกิดการเป็นพิษของซัลไฟด์ต่อแบคทีเรีย เนื่องจากน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบกำจัดมีปริมาณของซัลไฟด์มาก หรือเกิดจากการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) ในน้ำทิ้ง หรือจากการย่อยสลายสารโปรตีน ซัลไฟด์ในระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไม้ออกซิเจน มีทั้งอยู่ในรูปของสารที่ละลายน้ำได้ ละลายน้ำไม่ได้ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับ Cations ที่รวมอยู่ ปรวมกับพวกโลหะหนักก็จะตกตะกอนลงมา ส่วนที่เหลือก็จะละลายน้ำอยู่ในรูปของ H_2S ซึ่งเป็นแก๊ส และสามารถเปลี่ยนไปเป็นกรดซัลฟริกไดค (H_2SO_4) แบคทีเรียชนิดที่ไม้ออกซิเจนอิสระ สามารถจะทนต่อปริมาณของซัลไฟด์ที่ละลายน้ำได้ (Soluble sulfide) มีความเข้มข้น 50-100 มก./ล. แต่ความเข้มข้นของซัลไฟด์มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดนี้ (McCarty, 1964)

การลดพิษของซัลไฟด์ทำได้โดยการทำให้เกิดการตกตะกอนของซัลไฟด์ การทำให้น้ำทิ้งเจือจาง หรือโดยการแยกซัลไฟด์ออกจากน้ำทิ้งก่อนเข้าระบบกำจัด

3.5.4.5. พิษของสารอินทรีย์ (Toxic Organic Materials) สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ สารพวกนี้ได้แก่ แอลกอฮอล์ (Alcohol) และ Long-chain fatty acid เช่นแอลกอฮอล์พวกเมทานอล (Methanol) ซึ่งพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เหล่านี้เข้าระบบกำจัดอย่างสม่ำเสมอ (Continuous feed) เมื่อทำใหแบคทีเรียคุ้นเคยและปรับตัวได้ ถึงแม้จะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม (McCarty, 1964) หรือจะแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีลงไปเพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ