บทที่ 3

ทฤษฎีการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

3.1 ความเป็นมาและวิวัฒนาการของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

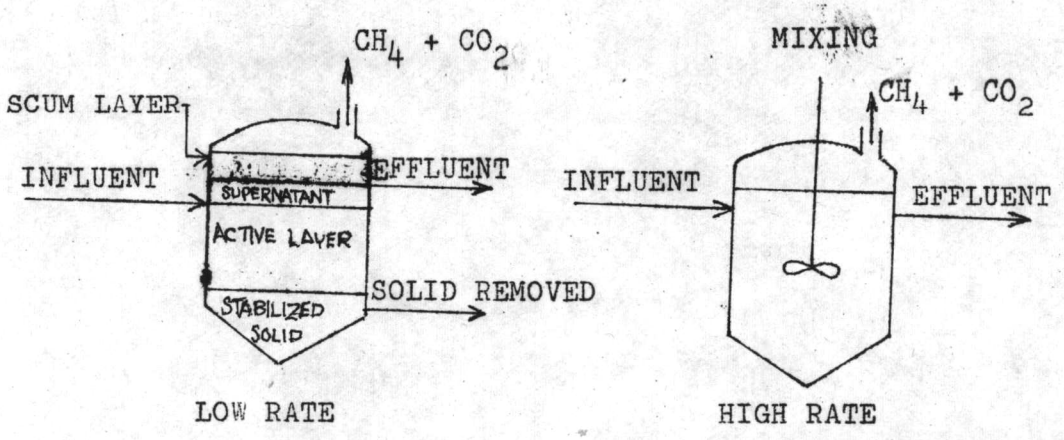
เครื่องกรองแอนแอโรบิคเป็นเครื่องมือกำจัดน้ำโสโครกที่มีหลักการเหมือนกับถังหมัก (Anaerobic digester) ทฤษฎีของการหมัก (Anaerobic digestion) จึงเป็นความรู้พื้นฐานที่สำคัญซึ่งจะทำให้รู้จักเครื่องกรองแอนแอโรบิคได้เป็นอย่างดี สำหรับโครงสร้างของเครื่องกรองแอนแอโรบิคนั้นจะเหมือนกับระบบ Trickling Filter จะต่างกันก็ตรงขบวนการกำจัดทางชีววิทยา ซึ่ง Trickling Filter จะเป็นแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic digestion) ดังนั้น การไหลของน้ำทิ้งจะไหลจากด้านบนของตัวถังลงสู่ด้านล่าง ทั้งนี้เพื่อให้มีอากาศผ่านได้ตลอดทั้งตัวถัง ตัวกรอง (Filter media) จะกรองเอาตะกอนแขวนลอยไว้ สำหรับเครื่องกรองแอนแอโรบิคซึ่งกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้น น้ำทิ้งจะไหลเข้าทางด้านล่างของถังและไหลออกทางส่วนบน ทำให้ทุกส่วนของตัวกรองทั้งหมดจมอยู่ในน้ำทิ้งเป็นการควบคุมให้อยู่ในสภาวะที่ปราศจากออกซิเจนอิสระ ตัวกรองจะทำหน้าที่กรองตะกอนแขวนลอยไว้และยังช่วยป้องกันไม่ให้จุลินทรีย์หลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการกรองแล้วด้วย

ในด้านวิศวกรรมสุขาภิบาล การหมักเป็นวิธีหลักที่สำคัญอย่างหนึ่งในการกำจัดน้ำทิ้ง น้ำทิ้งที่ป้อนเข้าใส่ในถังหมักนั้นส่วนใหญ่ความสกปรกในน้ำจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ มีเทน และมีก๊าซอย่างอื่นเล็กน้อย ความสกปรกที่เหลือจะถูกนำไปสังเคราะห์สร้างเซลล์ การหมักเพื่อกำจัดน้ำทิ้งโดยใช้ถังหมักนั้นมีอยู่ 2 วิธีคือ ใช้ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional digester) และใช้ถังหมักแบบพิเศษ (Contact digester or Anaerobic activated sludge)

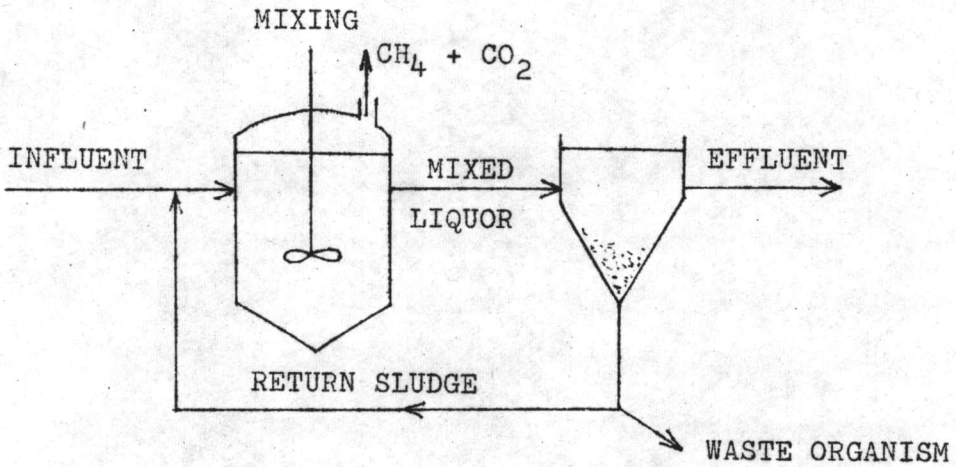
3.1.1 ถังหมักแบบธรรมดา โดยทั่วไปใช้กำจัดน้ำทิ้งที่มีค่า BOD สูง เช่น กากตะกอนจากระบบกำจัดแบบใช้ออกซิเจน และน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมบางชนิด เช่น โรงเหล้า โรงน้ำตาล ฯลฯ ระบบกำจัดนั้นจะประกอบด้วยตัวปฏิกริยาเป็นถังคอนกรีตกลมมีฝาปิดเพื่อเก็บความร้อน กลิ่น ก๊าซ และทำให้ภายในถังปฏิกริยามีสภาพไว้ออกซิเจนอย่างแท้จริง บนฝาถังมีทางระบายก๊าซมีเทนออกเพื่อเผาทิ้งหรือนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิง จากรูปที่ 2 จะเห็นว่าถังหมักแบบธรรมดานี้ยังแบ่งได้เป็น 2 ชนิดคือ ชนิด Low rate และชนิด High rate ชนิด High rate นี้จะมีเครื่องกวนติดอยู่เพื่อให้เกิดการผสมอย่างทั่วถึงภายในถัง (complete mix) แต่หลักการในการกำจัดน้ำทิ้งจะเหมือนกันคือ จะมีจุลินทรีย์หลุดติดไปกับน้ำที่ออกจากถังเสมอ ไม่มีการนำเอาจุลินทรีย์นี้หมุนเวียนกลับมาใช้อีก ดังนั้น ที่สถานะสมดุลย์ปริมาณจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะต้องเท่ากับปริมาณจุลินทรีย์ที่สูญเสียไปกับน้ำที่ออกจากถัง มิฉะนั้นระบบกำจัดจะทำงานไม่ได้ผล ดังนั้นเวลาที่ใช้ในการกำจัดจึงต้องนานมาก

3.1.2 ถังหมักแบบพิเศษ เป็นถังหมักซึ่งได้ดัดแปลงมาจากถังหมักแบบธรรมดาสำหรับใช้กับน้ำทิ้งที่มีความสกปรกปานกลาง การทำงานของระบบนี้นั้นจะมีการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยา แล้วนำตะกอนกลับมาใช้ในการกำจัดอีก ทำให้ปริมาณจุลินทรีย์ในถังมีมากขึ้นสามารถลดขนาดของถังปฏิกริยาลงได้ ข้อยุ่งยากของระบบนี้คือการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกริยา เนื่องจากน้ำทิ้งมีก๊าซละลายปนอยู่มาก ซึ่งก๊าซนี้จะพาตะกอนลอยขึ้นแทนที่จะจมลง อาจแก้ปัญหานี้ได้โดยนำน้ำทิ้งมากำจัดก๊าซเสียก่อนโดยใช้เครื่องไล่ก๊าซสูญญากาศ (Vacuum degasifier) สำหรับน้ำทิ้งที่เป็น soluble wasteตะกอนจะไม่เข้มข้นนักจึงทำให้ปริมาณตะกอนที่สูบกลับไปเข้าถังปฏิกริยามากกว่าปริมาณน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบกำจัดประมาณ 2 ถึง 4 เท่า

Ghosh (1975) ได้ทำการทดลองเกี่ยวกับระบบถังหมักแบบพิเศษ โดยดัดแปลงใหม่เรียกว่า Two phase digestion ดังรูปที่ 3 ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าสามารถลดขนาดของถังปฏิกริยาลงได้, สามารถลดค่าก่อสร้าง, เกิดก๊าซมีเทน

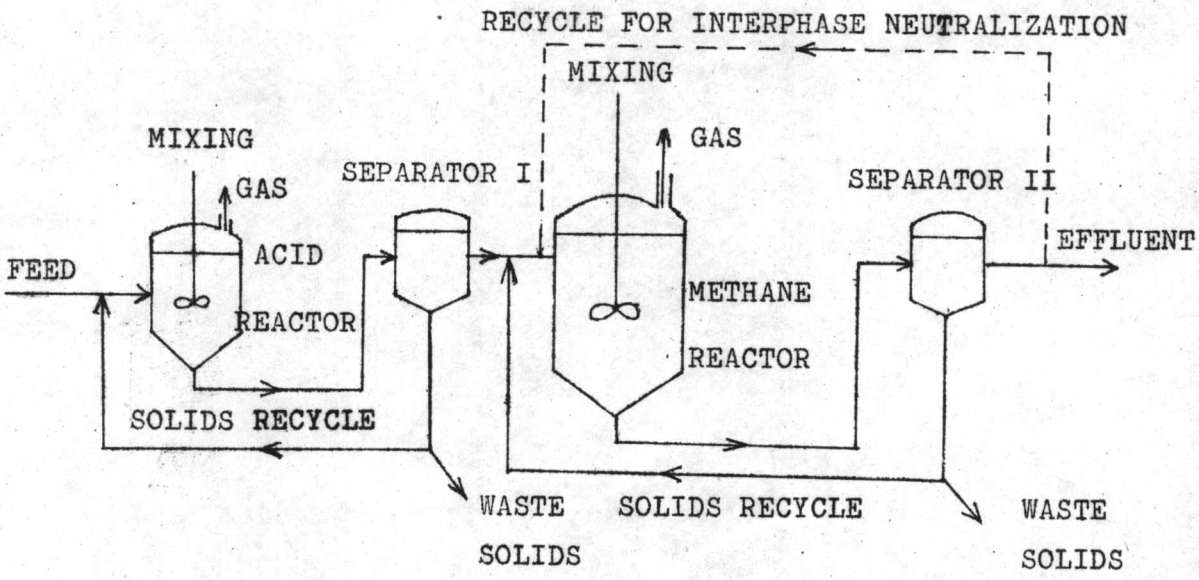


CONVENTIONAL PROCESS

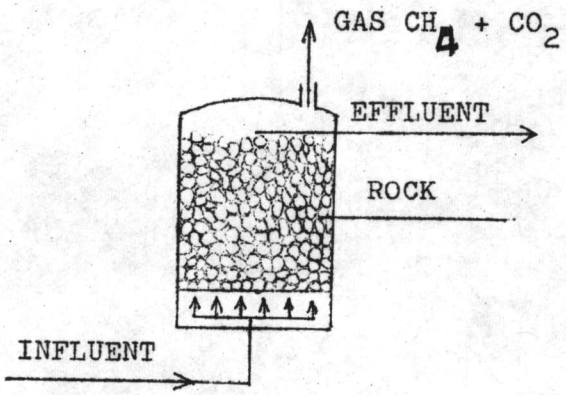


ANAEROBIC ACTIVATED SLUDGE PROCESS

รูปที่ 2 ระบบถังหมักแบบธรรมดา(conventional anaerobic process) และระบบถังหมักแบบพิเศษ (anaerobic contact digester or anaerobic activated sludge process)
(Young & McCarty, 1969)



TWO-PHASE ANAEROBIC DIGESTION PROCESS



ANAEROBIC FILTER PROCESS

รูปที่ 3 ระบบถังหมักแบบพิเศษนิด two-phase anaerobic digestion process และเครื่องกรองแอนแอโรบิค. (Pohland & Grosh, 1971)

ขึ้นได้มากกว่า และง่ายต่อการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะกับจุลินทรีย์ แต่ต้องใช้ผู้ชำนาญงานอย่างมากในการควบคุม และต้องใช้เครื่องมือเพิ่มขึ้นอีกมากด้วย

3.1.3 เครื่องกรองแอนแอโรบิค เพิ่งเข้ามามีบทบาทในการกำจัดน้ำทิ้งได้ไม่นานนักในปี ค.ศ. 1968 McCarty ได้ทำการทดลองโดยใช้น้ำทิ้งเทียม (Synthetic waste) ผ่านเข้าเครื่องกรองขนาดเล็กที่สร้างขึ้นสำหรับใช้ในห้องปฏิบัติการ (Lab-scale) และใช้หินเป็นตัวกรอง ขนาดของหินเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 - 5.0 ซม. (1-2 นิ้ว)ซึ่งปรากฏว่าประสพผลสำเร็จโดยเครื่องกรองแอนแอโรบิคมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ระหว่างร้อยละ 74 ถึงร้อยละ 85

Young และ McCarty (1969) ได้ทำการทดลองวิจัยเครื่องกรองแอนแอโรบิคอย่างละเอียด โดยใช้เครื่องกรองรูปทรงกระบอกสูง 180 ซม. (6 ฟุต) เส้นผ่าศูนย์กลาง 15 ซม. (6 นิ้ว) ตัวกรองเป็นหินขนาด 2.5 - 3.8 ซม. (1 - 1.5 นิ้ว) โดยใช้น้ำทิ้งเทียมซึ่งประกอบด้วยโปรตีน, คาร์โบไฮเดรท และกรดโวแลไทล์ ปรากฏว่าเครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ร้อยละ 36.70 ถึงร้อยละ 93.70 และพบว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิคมีระยะเวลาในการกักตะกอนของจุลินทรีย์ (Solids Retention Time) สูงถึง 665 วัน นอกจากนี้ยังได้แนะนำว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิคเหมาะสำหรับกำจัดน้ำทิ้งที่มีตะกอนแขวนลอยน้อย ๆ (soluble waste) และความสามารถในการกำจัด COD สำหรับน้ำทิ้งที่มีค่า COD สูงจะมากกว่าน้ำทิ้งที่มีค่า COD ต่ำ ความสามารถในการกำจัด COD ของเครื่องกรองแอนแอโรบิคจะมีขีดจำกัดที่ organic loading อันหนึ่ง

Plummer et.al (1969) ได้ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำอาหารสำเร็จรูป (Food processing waste) ซึ่งเป็นน้ำทิ้งประเภทคาร์โบไฮเดรท (Carbohydrate waste) มีตะกอนแขวนลอยต่ำแต่มีอินทรีย์สารที่ละลายอยู่มากค่า COD จึงสูง ในการวิจัยใช้เครื่องกรองสูง 180 ซม. เส้นผ่าศูนย์กลาง 15 ซม. ได้ทำการวิจัยที่ organic loading ต่าง ๆ กันตั้งแต่ 1.62 กก. COD/ม.^{3}/วัน (101 ปอนด์ COD/1,000 ฟ.^{3}/วัน) จนถึง 10.21 กก. COD /ม.^{3} /วัน (638 ปอนด์ COD/1,000 ฟ.^{3}/วัน) โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ร้อยละ 86 และ 35 ตามลำดับ

Tamblyn และ Sword (1969) ได้ทำการทดลองโดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคมากำจัดไนเตรท (Denitrification) จากน้ำกร่อยที่ไหลมาจากแหล่งกสิกรรม (Saline agricultural wastewater) ได้ทำการทดลองโดยใช้ท่อ PVC. ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 10 ซม. และท่อคอนกรีตขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 45 ซม. และ 90 ซม. ความสูงของเครื่องกรอง 1.95 เมตร ทำการทดลองโดยถือว่าไนเตรท (NO_3^-) เป็นตัวรับประจุลบ (electron acceptor) ในการหมัก ปรากฏว่าสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 90 เมื่อใช้เวลากักน้ำประมาณ 0.5-2 ชั่วโมง และจากการวิจัยโดยใช้ตัวกรองขนาดต่าง ๆ กันพบว่า ตัวกรองที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางเล็กกว่า 2.5 ซม. จะทำให้เกิดปัญหาเกี่ยวกับ head loss สูง หรือประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดน้อยลง

Lovan และ Foree (1971) ได้ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตเบียร์ (Brewery Press Liquor Waste) โดยใช้เครื่องกรองสูง 180 ซม. ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 15 ซม. ตัวกรองเป็นหินบดขนาด 2.5 - 3.8 ซม. น้ำทิ้งจากโรงเบียร์มีค่า COD สูงตั้งแต่ 6,000 มก./ลบ.ดม. ถึง 24,000 มก./ลบ.ดม. ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองสูงกว่าร้อยละ 90

Raman และ Chakladar (1972) ได้ทำการศึกษาเครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากถังเกรอะ (Septic tank effluent) ใช้เครื่องกรองเป็นถังสี่เหลี่ยมผืนผ้า ยาว 1.20 เมตร กว้าง 0.60 เมตร และสูง 1.80 เมตร ใช้อิฐหักขนาดต่าง ๆ กันเป็นตัวกรอง โดยเรียงอิฐหักภายในถังเป็นชั้น ๆ โดยชั้นล่างสุดหนา 37.50 ซม. ใช้อิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.25 - 1.88 ซม. (0.50 - 0.75 นิ้ว) ชั้นกลางหนา 22.50 ซม. ใช้อิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.63 - 1.25 ซม. ชั้นบนสุดหนา 7.50 ซม. ใช้อิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.32 - 0.63 ซม. ความหนาของตัวกรองทั้งหมดเท่ากับ 67.50 ซม. ตัวกรองทั้งหมดวางอยู่บนพื้นคอนกรีตเสริมเหล็กหนา 5 ซม. และมีรูขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.25 - 1.88 ซม. สำหรับให้น้ำทิ้งไหลผ่านขึ้นไปได้ ปรากฏว่าน้ำทิ้งจากถังเกรอะ

000198

มีค่า BOD_5 ในช่วง 135 - 145 มก./ลบ.ดม. น้ำที่ผ่านเครื่องกรองออกมาจะมีค่า BOD_5 ในช่วง 35 - 105 มก./ลบ.ดม. ดังนั้นประสิทธิภาพในการกำจัด BOD ประมาณร้อยละ 42 ถึงร้อยละ 82 ประสิทธิภาพโดยเฉลี่ยร้อยละ 66

El-Shafie และ Bloodgood (1973) ได้ทดลองใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคต่อกันเป็นแบบอนุกรม (Series) จำนวน 6 ถัง แต่ละถังมีความสูง 46 ซม. เส้นผ่าศูนย์กลาง 13.75 ซม. (5.5 นิ้ว) ตัวกรองเป็นหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.50 - 3.80 ซม. ใส่อิฐสูง 37.50 ซม. ใช้กำจัดน้ำทิ้งเทียมที่มีค่า COD สูง 10,000 มก./ลบ.ดม. คิดเป็น organic loading ได้เท่ากับ 6.83 กก. COD/$ม.^3$ /วัน (437 ปอนด์ COD/1,000 $ฟ.^3$/วัน) ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD ประมาณร้อยละ 74 ถึงร้อยละ 93

Jennett และ Dennis (1975)ได้ทำการศึกษาทดลองใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตยา (Pharmacentical waste) เครื่องกรองมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 15 ซม. สูง 90 ซม. ภายในบรรจุตัวกรองซึ่งเป็นหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 - 3.8 ซม. ปรากฏว่าเครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD สูงคือร้อยละ 93 ถึงร้อยละ 98 โดยใช้ organic loading 0.22 - 3.52 กก. COD/$ม.^3$/วัน (13.8 - 220 ปอนด์ COD /1,000 $ฟ.^3$/วัน) น้ำทิ้งที่ใช้มีค่า COD ตั้งแต่ 1,000 มก./ลบ.ดม. ถึง 16,000 มก./ลบ.ดม. การศึกษาและทดลองครั้งนี้ใช้เวลารวม 6 เดือน ผลปรากฏว่าไม่ต้องมีการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้นภายในเครื่องกรองเนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นนั้นมีเพียง 0.027 กรัมต่อ 1 กรัมของ COD ที่ถูกกำจัด และพบว่าระยะเวลาในการกักตะกอน (SRT) ของเครื่องกรองสูงถึง 130 วัน

McHarness et.al. (1975) ได้ทดลองใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดแอมโมเนีย (Nitrification) ออกจากน้ำทิ้งเทียม ปรากฏว่าได้ผลเป็นที่น่าพอใจ โดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 15 ซม. สูง 113 ซม. ตัวกรองเป็นหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 - 3.8 ซม. ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงถึงร้อยละ 90 โดยใช้เวลาในการกักน้ำทิ้ง (Detention time) 27 นาที และเมื่อทดลองกับน้ำทิ้งจากบ้านเรือนที่ผ่านระบบกำจัด

Aetivated Sludge แล้ว ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงถึงร้อยละ 90 เมื่อใช้เวลาในการกักน้ำทิ้ง 57 นาที

Haug & Ragsit (1977) ได้ทำการทดลองโดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งที่ผ่านระบบกำจัด Activated Sludge มาแล้ว โดยใช้เครื่องกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 14 ซม. สูง 2 เมตร น้ำทิ้งที่ใช้ในการวิจัยนี้ได้มาจากการกำจัดตะกอน (Sludge disposal) โดยที่ตะกอนจุลินทรีย์ในถังตกตะกอน (Clarifier) จะถูกนำมาทำให้เข้มข้นขึ้นด้วยวิธี Flotation จากนั้นจะผ่านการทำให้ร้อนถึงอุณหภูมิ 176.6 องศาเซ็ลเซียส (350 องศาฟาเรนไฮท์) เป็นเวลา 30 นาที ความเข้มข้นของตะกอนจะลดจากร้อยละ 3 เป็นร้อยละ 1.2 จากนั้นจึงทำการกำจัดน้ำออกให้เหลือแต่กากตะกอน (sludge cake) อย่างเดียว (by thickening and dewatering) น้ำที่ถูกกำจัดออกนั้นจะนำมาผ่านเครื่องกรองแอนแอโรบิค น้ำทิ้งนี้มีค่า COD 9,500 มก./ลบ.ดม. BOD_5 3,000 มก./ลบ.ดม. ปรากฏว่าจากการทดลองประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ BOD สูงถึงร้อยละ 76 และ 85 ตามลำดับ

Saiphanich (1975) ได้เป็นผู้เริ่มทำการวิจัยในประเทศไทย โดยทดลองใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำแป้งมันสำปะหลัง (Tapioca starch waste) โดยใช้เครื่องกรองสี่เหลี่ยมจตุรัสสูง 1.80 เมตร ภายในบรรจุหินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.50 - 5.00 ซม. ปรากฏว่าสามารถกำจัด COD ได้ร้อยละ 92 ถึงร้อยละ 97 โดยใช้ organic loading 1.4 - 4.0 กก. COD/$ม.^3$/วัน และพบว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถหยุดทำงานได้นาน 15 วัน โดยไม่ต้องมีการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (start up) ใหม่

ไพพรรณ พรประภา และ มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์ (2519) ได้ทำการวิจัยโดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานน้ำตาล โดยใช้เครื่องกรองสองตัวต่อกันแบบอนุกรม เครื่องกรองแต่ละเครื่องสูง 1.80 เมตร ใช้หินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 - 5.0 ซม. เป็นตัวกรอง ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD ประมาณร้อยละ 90 โดยใช้ organic loadingสูงถึง 6 กก. COD/$ม.^3$ /วัน และไม่ต้องมีการเติมอาหารเสริม (nutrient) ใด ๆ เลย

บุญส่ง ไข่เกษ (2519) ได้ทำการวิจัยโดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง (Pickle waste) เครื่องกรองมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 29.1 ซม. สูง 124 ซม. ภายในบรรจุหินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.50 - 3.13 ซม.ในถังหนึ่ง อีกถังหนึ่งบรรจุหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 4.38-5.62 ซม. ปรากฏว่าเครื่องกรองที่ใช้ตัวกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.50 - 3.13 ซม. มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้ดีกว่าโดยสามารถกำจัด COD ได้ร้อยละ 92 ภายใต้ organic loading 1.12 กก. COD/ม.^{3}/วัน ส่วนเครื่องกรองอีกเครื่องนั้นสามารถกำจัด COD ได้ร้อยละ 84 และได้ศึกษาถึงอิทธิพลของเกลือทะเล (sea salt) ต่อเครื่องกรองแอนแอโรบิค ซึ่งพบว่าจุลินทรีย์ในเครื่องกรองสามารถทนต่อพิษของ Na^+ ที่มีความเข้มข้นถึง 34,000 มก./ลบ.ดม. (คิดเป็นปริมาณความเข้มข้นของเกลือทะเลก็เท่ากับ 85,000 มก./ลบ.ดม.) โดยไม่ตาย เป็นเพียงยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์เท่านั้น

จากการรวบรวมผลของการวิจัยที่ได้กระทำมาเกี่ยวกับเครื่องกรองแอนแอโรบิคที่ใช้กำจัดน้ำทิ้ง พอสรุปได้ดังตารางที่ 5

เมื่อพิจารณาผลการกำจัดน้ำทิ้งด้วยเครื่องกรองแอนแอโรบิคจากการวิจัยต่าง ๆ ดังกล่าวแล้ว อาจสรุปถึงข้อดีของเครื่องกรองแอนแอโรบิคได้ดังนี้

1. เครื่องกรองแอนแอโรบิคเหมาะสำหรับกำจัดน้ำทิ้งที่มีตะกอนแขวนลอยน้อยความสกปรกส่วนใหญ่ละลายน้ำ (soluble waste)

2. ไม่ต้องมีการแยกเอาตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำที่ไหลออกจากถังกรองเพื่อนำกลับมาใช้อีก เพราะหินจะคอยกรองเอาตะกอนจุลินทรีย์เอาไว้

3. เซลล์ของจุลินทรีย์จะสะสมอยู่ในเครื่องกรองมากขึ้นตลอดเวลา ทำให้เป็นเครื่องมือที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดความสกปรกสูง

4. จุลินทรีย์เพิ่มจำนวนขึ้นอย่างช้า ๆ ทำให้ลดปัญหาในการกำจัดตะกอน

5. เหมาะสมกับประเทศไทยเนื่องจากเครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพที่อุณหภูมิปกติ (room temperature)

ตารางที่ 5 ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งของเครื่องกรองแอนแอโรบิค.

ประเภทของน้ำทิ้ง	ระยะเวลาการกัก เก็บน้ำ (HRT) ชม.	COD ของน้ำทิ้ง มก./ลบ.ดม.	Organic loading กก.COD/ม.^{3}/วัน	ประสิทธิภาพ ร้อยละ	เอกสารอ้างอิง
Synthetic	6 - 12	2,000	1.71 - 3.58	74 - 88	McCarty (1968)
Synthetic	4.5 - 72	1,500-6000	0.42 - 3.39	36.7-93.4	Young et.al (1969)
Food-processing	13 - 83	546-5,000	1.62 - 10.21	35 - 86	Plummer et.al (1969)
Brewery	-	6,000-24,000	0.80 - 1.60	90	Lovan et.al. (1971)
Domestic	-	135 - 345*	-	42 - 82	Raman et.al. (1972)
Metrecal	18	10,000	6.83	74 - 93	El-Shafie et.al. (1973)
Pharmaceutical	12 - 48	1,000-16,000	0.22 - 3.52	93 - 98	Jennett et.al. (1975)
Tapioca-starch	24 - 56	1,250-8,500	0.60 - 4.00	92 - 97	Saipanich (1975)
Sugar	14 - 60	1,050-3,300	0.44 - 5.33	89.9-98.4	พรประภาและคณะ (2519)
Pickle	12 - 36	1,250-7,500	0.56 - 4.50	71 - 92	บุญส่ง โชเกษ (2519)

* ค่า BOD ของน้ำทิ้ง.

6. สามารถที่จะรับ organic loading ที่เพิ่มขึ้นอย่างกระทันหัน (shock-load) โดยใช้เวลาการปรับตัวเพียงเล็กน้อย

7. กำลังงาน (power) ที่จะต้องใช้น้อยเพราะไม่ต้องการออกซิเจน และแรงดันสูญเสีย (Head loss) ภายในเครื่องกรองก็น้อย

8. มีความต้องการอาหารเสริม (nutrients) สำหรับจุลินทรีย์ภายในเครื่องกรองน้อยกว่าระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบใช้ออกซิเจน

9. สามารถทำงานได้ดีหลังจากมีการหยุดทำงานไปชั่วระยะเวลาหนึ่ง โดยไม่ต้องมีการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ใหม่ (start up)

10. มีผลพลอยได้คือ ก๊าซมีเทน ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้ดี

3.2 ความสัมพันธ์ระหว่างการย่อยสลายอินทรียสารกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

ในการย่อยสลายอินทรียสารในน้ำทิ้งโดยจุลินทรีย์ทั้งแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายอินทรียสารเพื่อให้ได้พลังงานและสร้างเซลล์ใหม่ และขณะเดียวกับที่มีการสร้างเซลล์ใหม่นั้นก็มีเซลล์เดิมบางส่วนตายไปด้วย ดังนั้น ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับการย่อยสลายอินทรียสารในการกำจัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีการใช้งานแบบต่อเนื่อง และมีการกวน (continuous flow completely mixed) จะแสดงเป็นสมการได้ดังนี้

อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ = อัตราการสร้างเซลล์-อัตราการตาย

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

เมื่อ $\frac{dM}{dt}$ = อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์, น้ำหนัก/ปริมาตร-เวลา

M = ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังหมัก, น้ำหนัก/ปริมาตร

$\frac{dF}{dt}$ = อัตราการย่อยสลายอินทรียสารในน้ำทิ้ง, น้ำหนัก/ปริมาตร-เวลา

a = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์, น้ำหนัก/น้ำหนัก

b = สัมประสิทธิ์การตายของจุลินทรีย์, เวลา$^{-1}$

อัตราการย่อยสลายอินทรียสารในน้ำทิ้ง $\left(\frac{dF}{dt}\right)$ จะสัมพันธ์กับความเข้มข้นของอินทรียสารในน้ำทิ้งที่อยู่ในถังหมักดังสมการที่ (2)

$$\frac{dF}{dt} = \frac{kMS}{K_s + S} \quad \text{..... (2)}$$

เมื่อ S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่อยู่ภายในถังหมัก, น้ำหนัก/ปริมาตร

k = อัตราการย่อยสลายอินทรียสารสูงสุดต่อน้ำหนักของจุลินทรีย์ ซึ่งปรากฏเมื่อน้ำทิ้งมีความเข้มข้นของอินทรียสารสูง ๆ , เวลา

K_s = ความเข้มข้นของอินทรียสารในน้ำทิ้งเมื่ออัตราการย่อยสลายอินทรียสาร ($\frac{dF}{dt}$) เท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสูงสุด (k), น้ำหนัก/ปริมาตร ดังรูปที่ 4

แทนค่า $\frac{dF}{dt}$ ในสมการที่ (1) จะได้

$$\frac{dM}{dt} = \frac{akMS}{K_s + S} - bM \quad \text{..... (3)}$$

หรือ $$\frac{dM/dt}{M} = \frac{akS}{K_s + S} - b \quad \text{..... (4)}$$

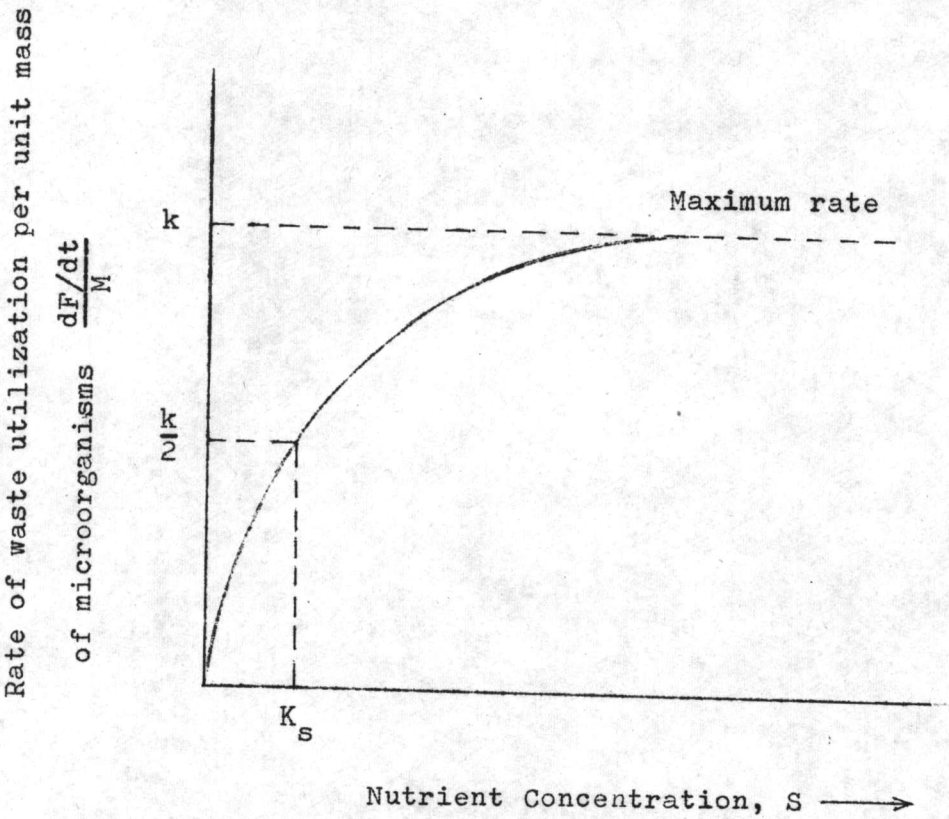
เมื่อ $\frac{dM/dt}{M}$ = อัตราการเพิ่มสุทธิต่อน้ำหนักของจุลินทรีย์ในหน่วยเวลา

ถ้าใช้ U แทน $\frac{dM/dt}{M}$ จะได้

$$U = \frac{akS}{K_s + S} - b \quad \text{..... (5)}$$

ในการทำงานแบบต่อเนื่อง (continuous flow) ของระบบกำจัดน้ำทิ้งจะถึงจุด ๆ หนึ่งซึ่งการกำจัดน้ำทิ้งจะอยู่ในสภาวะสมดุลย์ (steady state) คือ น้ำหนักสุทธิของจุลินทรีย์ในระบบกำจัดคงที่ ซึ่งจะทำให้อัตราการกำจัดจุลินทรีย์ออกจากระบบกำจัดเท่ากับอัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์

ถ้ากำหนดเวลาที่แน่นอน เช่นกำหนดเวลาเป็นวัน อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ในแต่ละวันจะเท่ากับ $\frac{\Delta M/\Delta T}{M}$ ซึ่งส่วนกลับของอัตราการเพิ่มจุลินทรีย์ หรืออัตราที่จุลินทรีย์ถูกกำจัดไปจากระบบกำจัด ก็คือค่าระยะเวลาที่ตะกอนจุลินทรีย์ถูกเก็บกักอยู่ในระบบกำจัด (Biological solids retention time หรือ SRT หรือ Mean cell residence time)



รูปที่ 4 Rate of waste utilization per unit mass of microorganisms versus concentration of a limiting nutrient. (เสริมพล รัตสุข, 2518)

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

เมื่อ Mt = น้ำหนักทั้งหมดของจุลินทรีย์ในระบบกำจัด, น้ำหนัก

$(\Delta M/\Delta T)_T$ = น้ำหนักจุลินทรีย์ทั้งหมดที่ถูกกำจัดออกไปแต่ละวันจากระบบกำจัด ซึ่งรวมทั้งน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ถูกกำจัดไปเป็นครั้งคราว และน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกไปกับน้ำทิ้งจากระบบกำจัด, น้ำหนัก/เวลา

ดังนั้น SRT ก็คือระยะเวลาเฉลี่ยที่ตะกอนจุลินทรีย์ถูกกักอยู่ในระบบกำจัดน้ำทิ้ง ซึ่งเปรียบเสมือนกับอายุของตะกอน (sludge age)

ประสิทธิภาพของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของระบบกำจัดน้ำทิ้งสามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้

$$E = \frac{(S_o - S_1)}{S_o} 100 \quad \text{.....} \quad (7)$$

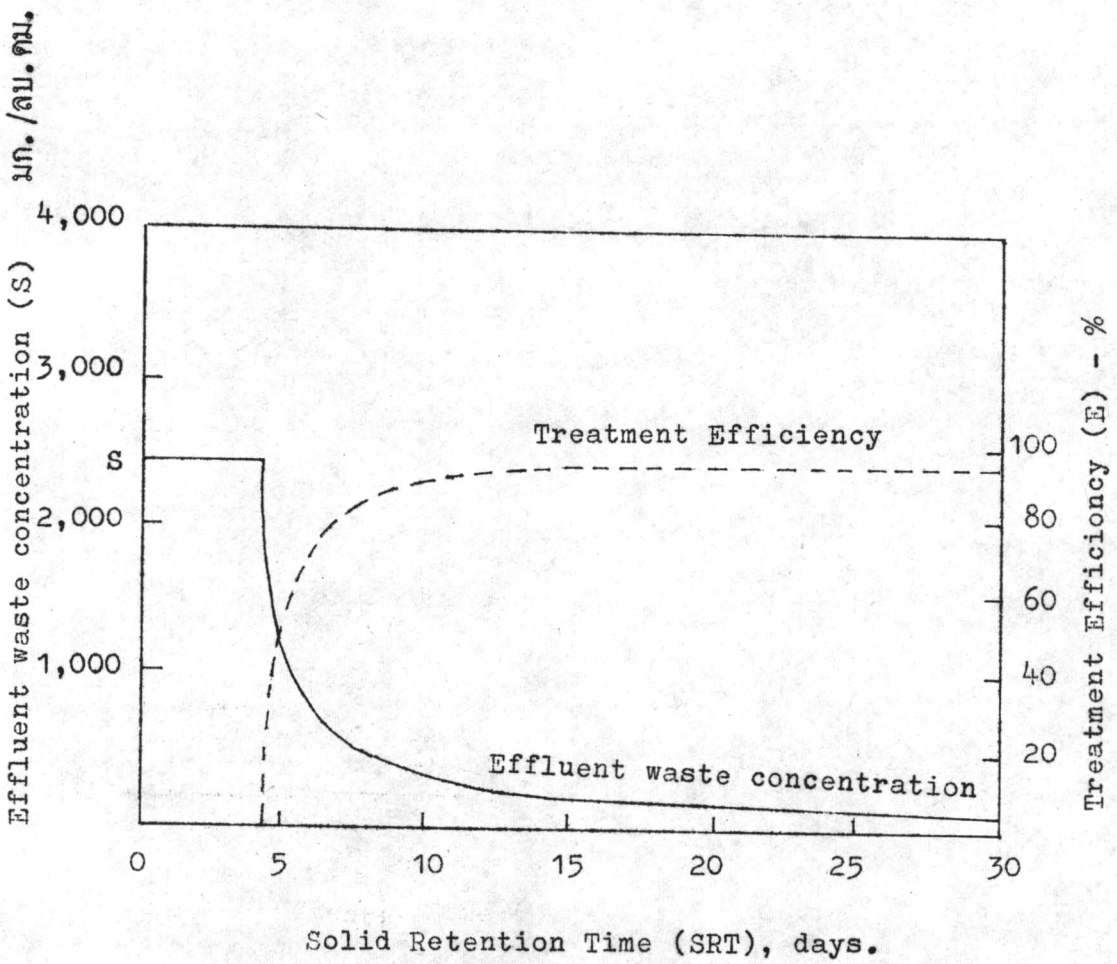
เมื่อ E = ประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง, ร้อยละ

S_o = ความเข้มข้นของอินทรียสารในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบกำจัด, น้ำหนัก/ปริมาตร

S_1 = ความเข้มข้นของอินทรียสารในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบกำจัด, น้ำหนัก/ปริมาตร

ประสิทธิภาพของระบบกำจัดจะลดลงจนเท่ากับศูนย์เมื่อปริมาณจุลินทรีย์ถูกกำจัดออกไปจากระบบกำจัดมากกว่าปริมาณการเพิ่มสุทธิสูงสุด (Maximum net specific growth rate) และความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบกำจัด (S_1) จะเท่ากับความเข้มข้นของน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบ (S_o) ดังรูปที่ 5

ความเข้มข้นของสารอาหารหรือสารอินทรีย์ (substrate) มีปริมาณมากพอที่จะไม่จำกัดการเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ ซึ่งจะทำให้ค่า s ในสมการ (4) เท่ากับค่า $K_s + S$ แล้วจะได้ค่า SRT ต่ำสุดที่ระบบกำจัดสามารถทำงานได้โดยยังขึ้นอยู่กับความสามารถในการย่อยสลายสารอาหารหรืออินทรียสารของจุลินทรีย์แต่ละชนิดซึ่งไม่เหมือนกัน



รูปที่ 5 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาการกักตะกอนจุลินทรีย์ (SRT) กับความเข้มข้นของน้ำทิ้ง (Effluent concentration) และประสิทธิภาพของการกำจัดน้ำทิ้งแบบวิธีทางชีววิทยาไม่ใช้ออกซิเจน. (Lawrence et. al., 1969)

ตารางที่ 6 ค่าต่ำสุดของ SRT ในการย่อยสลายให้เกิดก๊าซมีเทนจากสารอินทรีย์ต่าง ๆ

Energy Substrate	SRT_m (วัน)				References
	35°ซ	30°ซ	25°ซ	20°ซ	
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	เสริมพล รัตสุข (2518)
Municipal sludge	2.8	-	7.5	1.0	เสริมพล รัตสุข (2518)

จากสมการที่ (4) สามารถหาค่าของ SRT ที่ต่ำที่สุดได้คือ

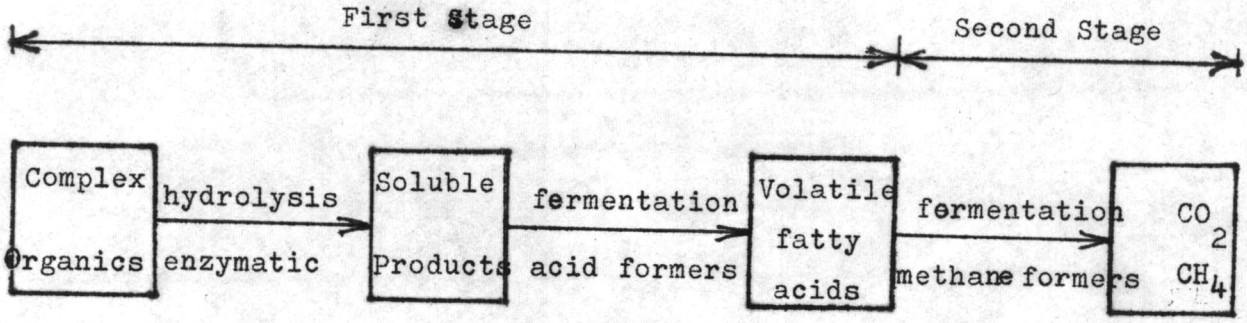
$$\frac{1}{SRT_m} = ak - b \quad \text{.....(8)}$$

โดยที่ SRT_m = ค่าของ SRT ที่ต่ำที่สุด, วัน

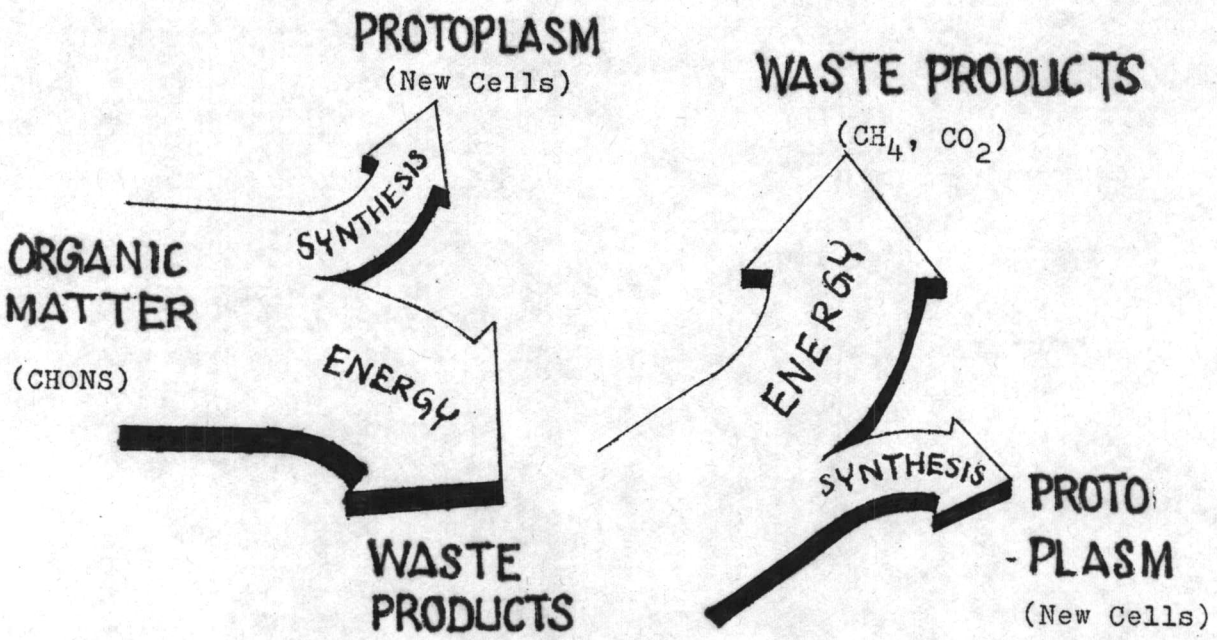
ค่าที่ต่ำสุดของ SRT จะเท่าใดนั้นขึ้นอยู่กับอินทรียสารที่จุลินทรีย์ทำการย่อยสลายและสภาวะอื่น ๆ เช่นอุณหภูมิ เป็นต้น จะมีผลต่อค่า SRT ดังตารางที่ 6

3.3 สภาพทางชีววิทยาและชีวเคมีของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

Lawrence และ McCarty ได้ให้คำจำกัดความของการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic digestion) ว่าเป็นวิธีทางชีววิทยา โดยที่อินทรียสารจะถูกเปลี่ยนให้เป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์โดยที่ไม่มีออกซิเจนเข้ามาเกี่ยวข้องเลย และได้แบ่งการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนออกเป็น 3 ขั้นตอนคือ hydrolysis, acid formation และ gas formation แต่โดยทั่วไปนิยมแบ่งออกเป็นสองขั้นตอนคือ acid formation (liquifaction) และ methane formation (gasification)



(Lawrence & McCarty 1969)



(Simpson, 1959)

รูปที่ 6 การย่อยสลายอินทรียสารต่าง ๆ ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน.

จากรูปที่ 6 จะเห็นได้ว่าในขั้นแรกจุลินทรีย์ชนิดต่าง ๆ จะทำการย่อยสลายอินทรียสารพวกโปรตีน, คาร์โบไฮเดรท และไขมันให้เป็นกรดอินทรีย์ (organic acids) ในขั้นที่สอง กรดอินทรีย์และสารอื่นที่เกิดขึ้นจากขั้นแรกนั้นจะถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่งซึ่งไม่ต้องการออกซิเจนเลย (strictly obligate anaerobics) เรียกว่า จุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน (methanogenic bacteria) เนื่องจากในขั้นที่หนึ่งนั้นการย่อยสลายอินทรียสารมิใช่ได้แต่กรดอินทรีย์อย่างเดียวเท่านั้น ดังนั้นจึงเรียนขั้นแรกว่า Non-methanogenic phase และขั้นที่สองว่า Methanogenic phase (Toerien 1969)

<u>3.3.1 ชนิดของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจน</u> จุลินทรีย์ที่พบส่วนใหญ่จะเป็นพวกแบคทีเรีย นอกนั้นก็เป็นพวกโปรโตซัว และรา แบคทีเรียที่พบได้แก่พวก Facultative anaerobic bacteria พวกนี้จะไม่ต้องการออกซิเจนอิสระและสามารถทนต่อก๊าซออกซิจนได้ถ้าเกิดอยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจน แบคทีเรียอีกพวกได้แก่ Obligate anaerobic bacteria พวกนี้จะไม่สามารถดำรงชีพอยู่ได้ในสภาวะที่มีก๊าซออกซิเจน ก๊าซออกซิเจนเพียงเล็กน้อยก็จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียพวกนี้ทำให้ตายได้

ในขั้นแรกคือ Non-methanogenic phase นั้นจะมีแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด (Acid former bacteria) ซึ่งแบคทีเรียชนิดนี้จะย่อยสลายอินทรียสารในน้ำทิ้งให้มีขนาดเล็กลงเป็นกรดอินทรีย์ แบคทีเรียพวกนี้เป็นทั้งพวก Facultative anaerobic bacteria และ Obligate anaerobic bacteria ในขั้นที่สองคือ Methanogenic phase จะมีแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน (Methane former bacteria) แบคทีเรียพวกนี้จะเป็นพวก Obligate anaerobic bacteria ซึ่งแบคทีเรียในขั้นแรกและขั้นหลังจะพึ่งพาอาศัยกัน (Symbiosis) โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนจะต้องพึ่งพาอาศัยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด

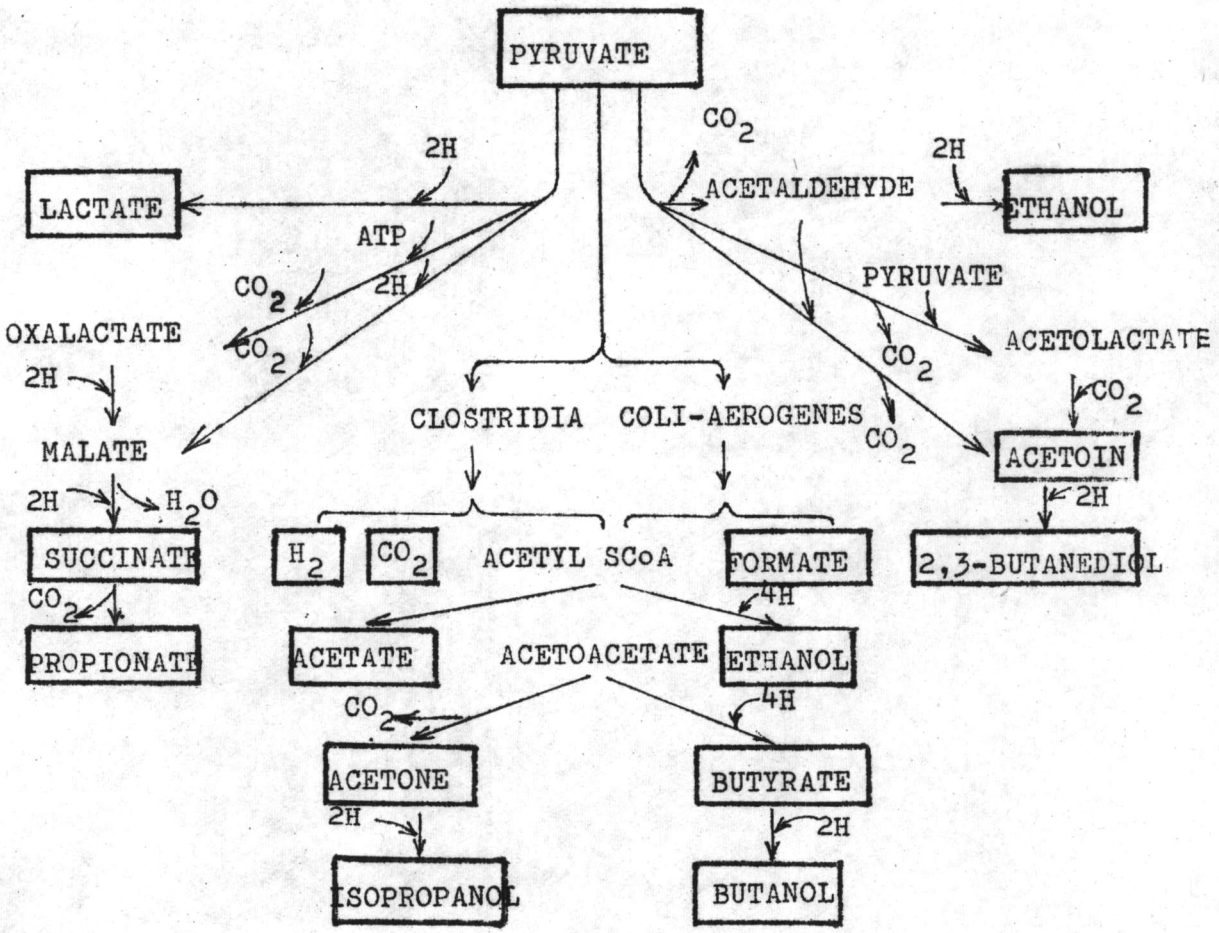
Young และ McCarty (1969) พบว่าแบคทีเรียที่พบในเครื่องกรองแอนแอโรบิคจะเป็นพวก Filamentous ที่เป็นสายยาว ๆ (long-chains) ของแบคทีเรียรูปร่างเป็นท่อน (rod shape) รูปร่างกลม (cocci) และรูปร่างคล้าย

เกลียวสว่าน (spirilla) นอกจากนั้นยังพบพวกจุลินทรีย์อื่น ๆ เช่นพวกโปรโตซัว (Ciliated Protozoa) และอะมีบา (Amoeba) ในส่วนบนของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

3.3.2 การเกิดกรด (Production of volatile acids) ในการย่อยสลายอินทรียสารต่าง ๆ เช่น โปรตีน ไขมัน และคาร์โบไฮเดรท ซึ่งเป็นสารที่มีโมเลกุลใหญ่ แบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะทำการย่อยสลายสารเหล่านี้ให้มีโมเลกุลเล็กลงโดยการปล่อยน้ำย่อยออกมาจากเซลล์ (extracellular enzyme) เอ็นไซมนั้นมีหลายชนิดด้วยกันขึ้นกับว่าสารที่จะย่อยมีประเภทใดบ้าง โปรตีนจะถูกย่อยสลายเป็นกรดอะมิโน (amino acid) คาร์โบไฮเดรทถูกย่อยสลายเป็นน้ำตาลกลูโคส และไขมันจะถูกย่อยสลายเป็นกลีเซอรอล(glyceral) และกรดไขมัน (fatty acid) หลังจากนั้นพวกสารอินทรียซึ่งมีโมเลกุลเล็ก ๆ เหล่านี้จะถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรียแล้วก็จะถูกย่อยสลายต่อไปเป็นกรดโวแลไทล์ (volatile acid), แอลกอฮอล์, คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย พร้อมทั้งมีการสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นมาด้วย

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดที่พบในถังหมัก (anaerobic digestor) มีมากมายหลายชนิด ที่พบมากได้แก่ Bacillus spp., Pseudomonas spp., Micrococcus spp., Escherichia spp., Alcaligene spp. และ Clostridium spp. (Toerien, 1969)

Pohland และ Bloodgood (1963) ได้ทำการทดลองพบว่ากรดโวแลไทล์ที่เกิดขึ้นในขั้นแรกนี้ได้แก่ กรดฟอร์มิค (formic acid) กรดอะซิติค (acetic acid) กรดโปรปิโอนิค (propionic acid) กรดบิวทีริค (butyric acid) กรดวาเลอริค (valeric acid) และกรดไอโซวาเลอริค(isovaleric acid) ในการย่อยสลายกรดอะมิโน; น้ำตาลกลูโคส, กลีเซอรอล ฯลฯ ต่อไปของแบคทีเรียพบว่า สารเหล่านี้จะต้องถูกเปลี่ยนไปเป็นกรดไพรูวิคก่อนเสมอ (Pyruvic acid) ซึ่งกรดไพรูวิคจะสลายตัวต่อไปดังรูปที่ 7 ส่วนใหญ่แล้วจะได้กรดอาซีติค กรดโปรปิโอนิค นอกนั้นจะเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และแอลกอฮอล์ แต่อย่างไรก็ดีการย่อยสลายสารเหล่านี้ต่อไปนั้นบางครั้งไม่เป็นไปตามขั้นตอนนี้ เช่น การย่อยสลายน้ำตาลกลูโคสที่ไม่ถูกย่อย



(Andrew & Pearson*)

รูปที่ 7 การย่อยสลายของ PYRUVATE ไปเป็นอินทรียสารต่าง ๆ

(* ลากบุญช่วง ไชเกษ)

เป็นกรดไพรูวิคก็เนื่องจากเกิดการแตกตัว (splitted) ของกลูโคสภายใต้สภาวะไม่มีก๊าซออกซิเจนได้กรดอะซีติคเลย ซึ่ง 1 โมเลกุลของกลูโคสจะแตกตัวได้ 2 โมเลกุลของกรดอะซิติค การย่อยสลายกรดอะมิโนก็เกิดการออกซิเดชั่น (oxidation) เป็นกรดอินทรียได้เลยก็มี เช่น

$$CH_3CHNH_2COOH + 2H_2O \longrightarrow CH_3COOH + NH_3 + 4H + CO_2 \quad ....(9)$$

Alanine — Acetic acid

$$HOCH_2CHNH_2COOH \longrightarrow CH_3COCOOH + NH_3 \quad .....(10)$$

Serine — Pyruvic acid

$$CH_3\text{-}\underset{CH_3}{CH}\text{-}CH_2\text{-}\underset{H}{\overset{NH_2}{C}}\text{-}COOH + 2H_2O \longrightarrow CH_3\text{-}\underset{CH_3}{CH}\text{-}CH_2\text{-}COOH + NH_3 + 4H + CO_2 \quad ..(11)$$

Leucine — Isovaleric acid.

ส่วนการย่อยสลายไขมัน (Lipid) จะได้กรดไขมันที่มีขนาดใหญ่ (Long chain fatty acids) เช่น สเตียริคเอซิด (Stearic acid), โอลีอิคเอซิด (Oleic acid) และ ปาลมิติคเอซิด (Palmetic acid) เป็นต้น กรดไขมันพวกนี้จะถูก Beta-oxidation ได้กรดอะซิติค (McCarty, 1964)

$$CH_3(CH_2)_{16}COOH + 16H_2O \xrightarrow{\text{Beta-oxidation}} 9CH_3COOH + 32H \quad .....12)$$

Stearic acid — Acetic acid

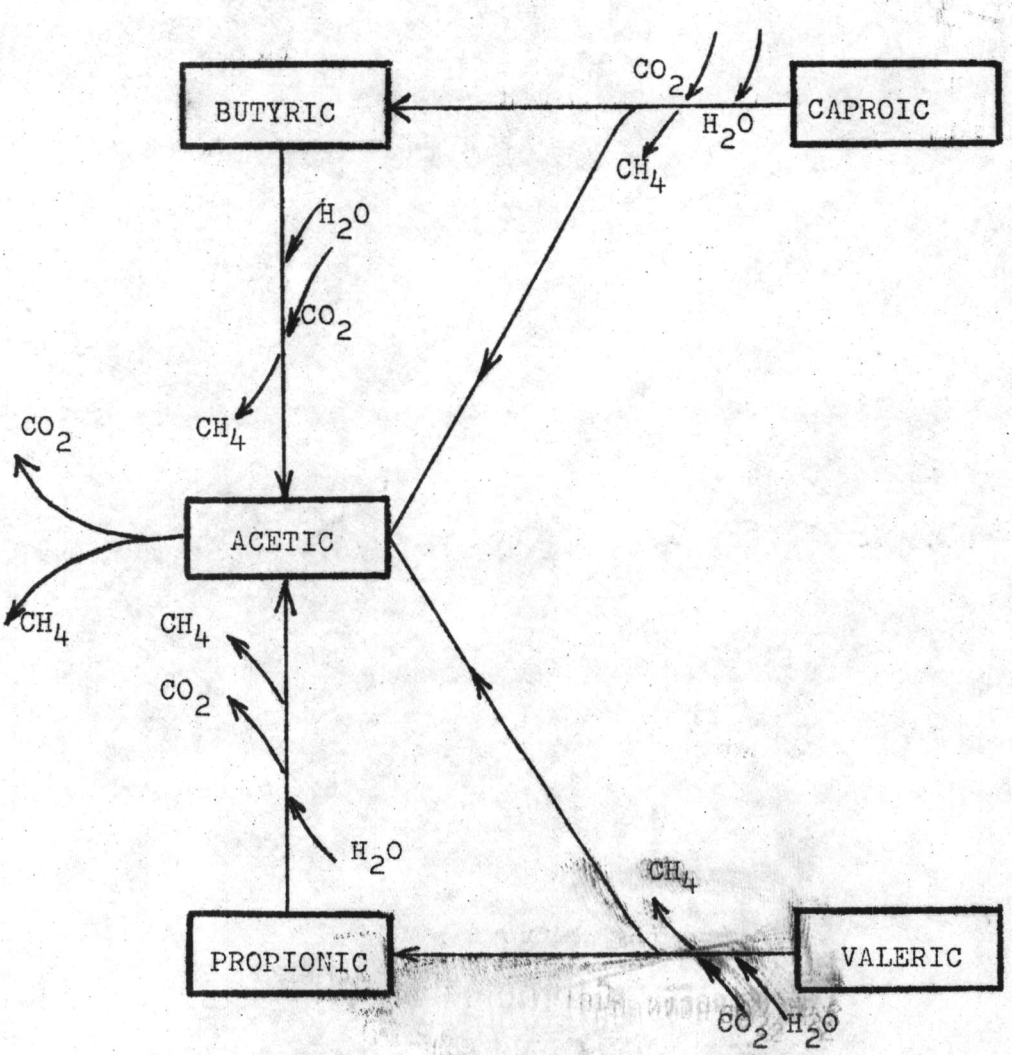
ในบางครั้งกรดโวแลไทล์สามารถเกิดขึ้นได้จากปฏิกริยาของคาร์บอนไดออกไซด์กับไฮโดรเจนดังสมการ ซึ่งจะเกิดขึ้นได้นั้นต้องอาศัยแบคทีเรียชื่อ Clostidium aceticum.

$$2CO_2 + 4H_2 \longrightarrow CH_3COOH + 2H_2O \quad .....13)$$

ปริมาณของกรดโวแลไทล์ที่เกิดขึ้นจะสะสมเพิ่มมากขึ้นทำให้ pH ลดต่ำลง ซึ่งเมื่อ pH ต่ำกว่า 6.4 แล้ว จะทำให้ระบบกำจัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการกำจัดอินทรียสารลดลง ดังนั้น จึงต้องมีการควบคุมปริมาณของกรดโวแลไทล์ในระบบกำจัดด้วย.

3.3.3 การเกิดก๊าซมีเทน (Methane fermentation) ในขั้นที่สองของการย่อยสลายอินทรียสารโดยไม่ใช้ออกซิเจน จะมีแบคทีเรียพวกที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนทำการย่อยสลายกรดอินทรีย์และแอลกอฮอล์ต่อไปเพื่อเปลี่ยนให้เป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ แบคทีเรียพวกนี้จะเป็นตัวการที่สำคัญสำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งโดยไม่ใช้ออกซิเจน เพราะทำให้การย่อยสลายอินทรียสารเป็นไปอย่างสมบูรณ์ แบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนมีหลายกลุ่มด้วยกัน การจะแยกว่าเป็นกลุ่มใดก็ขึ้นกับลักษณะของแบคทีเรียในกลุ่มนั้น ๆ ว่าทำการย่อยสารอินทรีย์ชนิดใด แบคทีเรียกลุ่มที่ทำการย่อยสลายกรดฟอร์มิคและแอลกอฮอลนั้นจะเจริญได้รวดเร็วกว่ากลุ่มอื่น แต่กลุ่มที่สำคัญคือแบคทีเรียที่ย่อยสลายกรดอะซีติคและกรดโปรปิโอนิค กลุ่มนี้มีการเจริญอย่างช้า ๆ McCarty (1964) สรุปว่าระบบกำจัดจะยังไม่สมบูรณ์จนกว่าทุกกลุ่มของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนมีพร้อมอยู่ในระบบกำจัดนั้น ซึ่งเป็นผลให้เมื่อมีการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (start up) ต้องใช้เวลานาน จากการอยู่รวมกันของแบคทีเรียสองชนิดคือชนิดที่ทำให้เกิดกรด (acid forming bacteria) และชนิดที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน (methane forming bacteria) ในระบบกำจัดนี้ แบคทีเรียทั้งสองชนิดจึงต้องมีหลายชนิดพอ ๆ กันทั้งนี้เพื่อพึ่งพาอาศัยกัน (symbiosis) เมื่อแบคทีเรียชนิดที่ทำให้เกิดกรดทำการย่อยสลายอินทรียสารเป็นกรดอินทรีย์ชนิดหนึ่งแล้ว แบคทีเรียชนิดที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนก็จะทำการย่อยสลายต่อเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นการปรับสภาวะภายในระบบกำจัดให้อยู่ในสภาพที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

กรดอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายอินทรียสารของแบคทีเรียชนิดที่ทำให้เกิดกรดนั้น พบว่ากรดอะซีติคนั้นสามารถย่อยสลายเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้เลย ส่วนกรดอื่น ๆ นั้น เช่น กรดโปรปิโอนิค หรือกรดบิวทีลิค เมื่อผ่านการย่อยสลายโดยแบคทีเรียชนิดที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนครั้งแรกจะเกิดก๊าซมีเทนขึ้นเช่นกันแต่ยังไม่หมดสภาพของกรดอินทรีย์ เพราะจะเปลี่ยนรูปเป็นกรดอะซีติคด้วย จึงต้องมีการย่อยสลายต่อไป และดังกล่าวแล้วข้างต้นว่าแบคทีเรียมีอยู่หลายกลุ่ม ดังนั้น การเกิดก๊าซมีเทนจึงแตกต่างกันออกไป เช่น Lipolytic bacteria ทำให้เกิด β-oxidation (McCarty 1964)



(Andrew & Pearson*)

รูปที่ 8 การย่อยสลายกรดอินทรียที่มีโมเลกุลใหญ่ ให้เป็นกรดอินทรียที่มีโมเลกุลเล็กโดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน. (* จาก บุญส่ง ไข่เกษ, 2519)

β-oxidation $CH_3(CH_2)_{16}COOH + 16H_2O \longrightarrow 9CH_3COOH + 32H$ ...(14)

CO_2reduction $4CO_2 + 32H \longrightarrow 4CH_4 + 8H_2O$ .....(15)

Acetic acid fermentation $9CH_3COOH \longrightarrow 9CH_4 + 9CO_2$ .....(16)

Net Fermentation $CH_3(CH_2)_{16}COOH + 8H_2O \longrightarrow 13CH_4 + 5CO_2$ .....(17)

Methanobacterium omelianski ทำการยอยสลายแอลกอฮอลไปเป็นกรดอะซีติค

$$2CH_3CH_2OH + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + 4H_2 \quad .....(18)$$

และ Methanobacterium ruminantium จะทำปฏิกริยาต่อ

$$CO_2 + 4H_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O \quad .....(19)$$

รวมสองสมการ $2CH_3CH_2OH + CO_2 \longrightarrow 2CH_3COOH + CH_4$ .....(20)

Methanobacterium propionicum ทำการยอยสลายกรดโปรปิโอนิค

ขั้นแรก $4CH_3CH_2COOH + 8H_2O \longrightarrow 4CH_3COOH + 4CO_2 + 24H$ .....(21)

ขั้นที่สอง $3CO_2 + 24H \longrightarrow 3CH_4 + 6H_2O$ .....(22)

รวมทั้งหมด $4CH_3CH_2COOH + 2H_2O \longrightarrow 4CH_3COOH + CO_2 + 3CH_4$ .....(23)

Methanosarcina barkerii ทำการยอยสลายเมทานอล (Methanol)

$$4CH_3OH \longrightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O \quad .....(24)$$

ในการยอยสลายกรดอะซีติค Stadtman และ Barker* พบว่าคาร์บอนอะตอมในก๊าซมีเทนมาจาก methyl group และคาร์บอนอะตอมในก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มาจาก Carboxylic group ดังสมการ

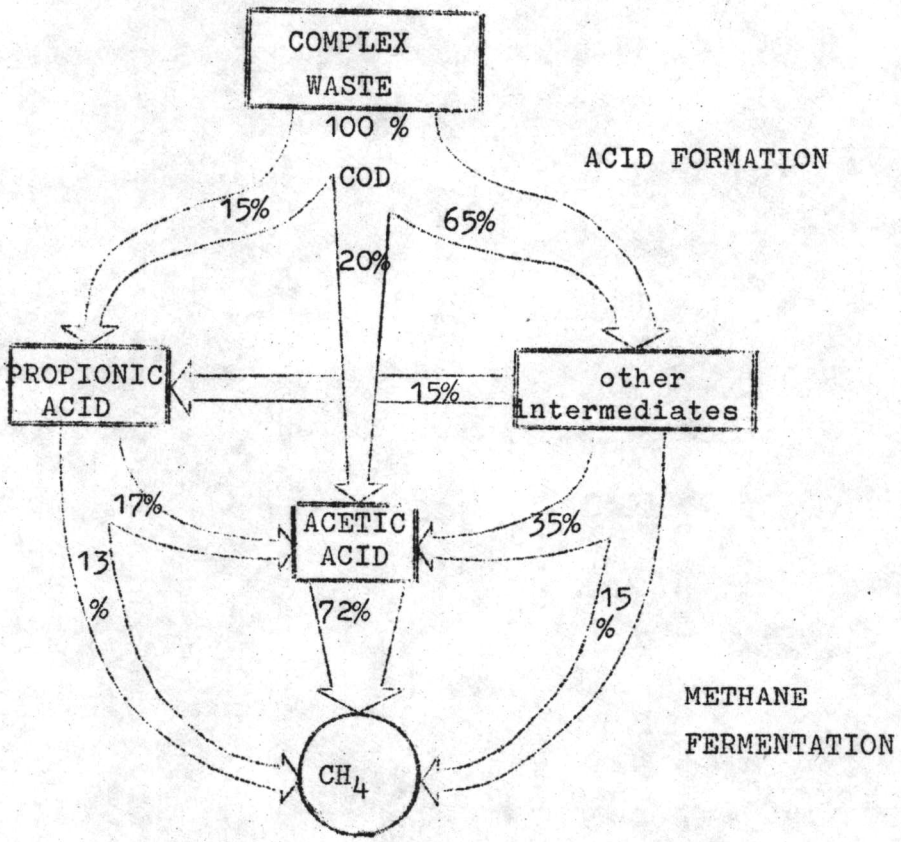
$$\overset{*}{C}H_3COOH \longrightarrow \overset{*}{C}H_4 + CO_2 \quad .....(25)$$

อย่างไรก็ตาม ก๊าซมีเทนที่เกิดทั้งหมดในระบบกำจัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนปริมาณร้อยละ 70 จะมาจากการยอยสลายกรดอะเซติค ดังรูปที่ 9 สำหรับปริมาณก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดนี้จะสามารถประมาณปริมาณที่เกิดขึ้นจากการยอยสลายอินทรียสารจำพวกแป้งและน้ำตาลได้ดังสมการ

$$C_nH_aO_b + (n-\frac{a}{4}-\frac{b}{2})H_2O \longrightarrow (\frac{n}{2}-\frac{a}{8}+\frac{b}{4})CO_2 + (\frac{n}{2}+\frac{a}{8}-\frac{b}{4})CH_4 \quad .....(26)$$

McCarty (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างการยอยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนกับปริมาณของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นดังนี้

(* จาก Toerien et. al., 1969)



รูปที่ 9 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ด้วยปฏิกริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน.
(McCarty, 1964)

1 ปอนด์ของ BOD_L หรือ COD ที่ถูกย่อยสลาย เท่ากับ 5.62 ฟุต^{3}ของก๊าซมีเทนที่ STP.

หรือ 1 กรัมของ BOD_L หรือ COD ที่ถูกย่อยสลายเท่ากับ 0.351 ลบ.ม. ของก๊าซมีเทนที่ STP.

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนมีอยู่หลายชนิดด้วยกัน รูปร่างลักษณะของแบคทีเรียสามารถจะแยกออกได้เป็น 3 ชนิดคือ ชนิดแรกมีรูปร่างเป็นท่อนกลม (Rod shape) เรียกว่า Methanobacterium เช่น Methanobacterium omelianskii ชนิดที่สองมีรูปร่างกลม (Cocci) อยู่เป็นเซลล์เดียวเรียกว่า Methanococcus เช่น Methanococcus mazei ชนิดที่สามมีรูปร่างกลมแต่จะเกาะกันอยู่เป็นกลุ่มเรียกว่า Methanosarcina เช่น Methanosarcina barkerii

3.3.4 อัตราการเกิดปฏิกริยา (Rate of Reaction) ประสิทธิภาพการกำจัดน้ำทิ้งของระบบกำจัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนขึ้นอยู่กับอัตราการเกิดปฏิกริยาย่อยสลายอินทรียสารของขบวนการต่าง ๆ ในระบบ โดยเฉพาะอย่างยิ่งอัตราการเกิดปฏิกริยาของก๊าซมีเทนซึ่งถือว่าเป็นปฏิกริยาที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบกำจัดน้ำทิ้งโดยตรง และเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบทั้งหมด (Rate limiting factor)

อัตราการเกิดปฏิกริยาจะขึ้นอยู่กับระยะเวลาในการเก็บกักตะกอน (SRT) ถ้าค่าของระยะเวลาการเก็บกักตะกอนน้อยกว่าระยะเวลาเก็บกักตะกอนต่ำสุด (SRT_M) เมื่อใด ตะกอนของจุลินทรีย์จะหลุดออกไปกับน้ำทิ้งมากกว่าอัตราการขยายพันธุ์ของจุลินทรีย์ จะทำให้อัตราการเกิดปฏิกริยาลดลง ๆ ประสิทธิภาพการย่อยสลายอินทรียสารก็จะลดลงด้วย

แบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนแต่ละชนิดจะมีระยะเวลาของการขยายพันธุ์ (Growth rate or generation time) แตกต่างกันออกไปตามชนิดของสารที่ทำการย่อยสลาย ดังแสดงไว้ในตารางที่ 7

I15225215

ตารางที่ 7 Growth rate of methane organisms.

Substrate	อุณหภูมิ °ซ	Resident time วัน	Reference
Methanol	35	2	Speece และ McCarty (1964)
Formate	35	3	"
Acetate	35	5	"
Propienate	35	7.5	"

ตารางที่ 8 Growth yield and decay coefficient of various substrate

Substrate	a มก./มก.	b วัน$^{-1}$	Reference
Starch & Glucose	0.46	0.088	Speece และ McCarty(1964)
Amino & Fatty acid	0.054	0.038	"
Protien from mutrient broth	0.076	0.014	"
Acetic acid	0.040	0.019	Lawrence และ McCarty (1969)
Propionic acid	0.042	0.010	"
Butyric acid	0.47	0.0027	"

3.3.5 การเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ (Biological Solids production)
การเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบกำจัดนั้นสามารถคำนวณได้จากสมการที่ (1) แต่จะต้องทราบค่าสัมประสิทธิ์ของการเจริญเติบโต และสัมประสิทธิ์ของการตายของจุลินทรีย์ ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำทิ้ง ดังแสดงในตารางที่ 8 ในการย่อยสลายพวกอินทรียสารชนิดคาร์โบไฮเดรทจะมีปริมาณการเพิ่มของจุลินทรีย์มากกว่าการย่อยสลายอินทรียสารพวกโปรตีนและกรดไขมัน (McCarty, 1964) ดังรูปที่ 10 อัตราการเจริญเติบโตหรือเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์จะลดน้อยลงเมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาของการเก็บกักตะกอน (SRT) ของจุลินทรีย์เป็นระยะเวลานาน ๆ ทั้งนี้ เพราะว่าจุลินทรีย์จำเป็นต้องใช้พลังงานในการดำรงชีวิต ดังนั้นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่ถูกย่อยสลายจะถูกนำไปใช้เป็นพลังงาน การที่จะสร้างเซลล์ใหม่จึงมีน้อย (Young และ McCarty, 1969)

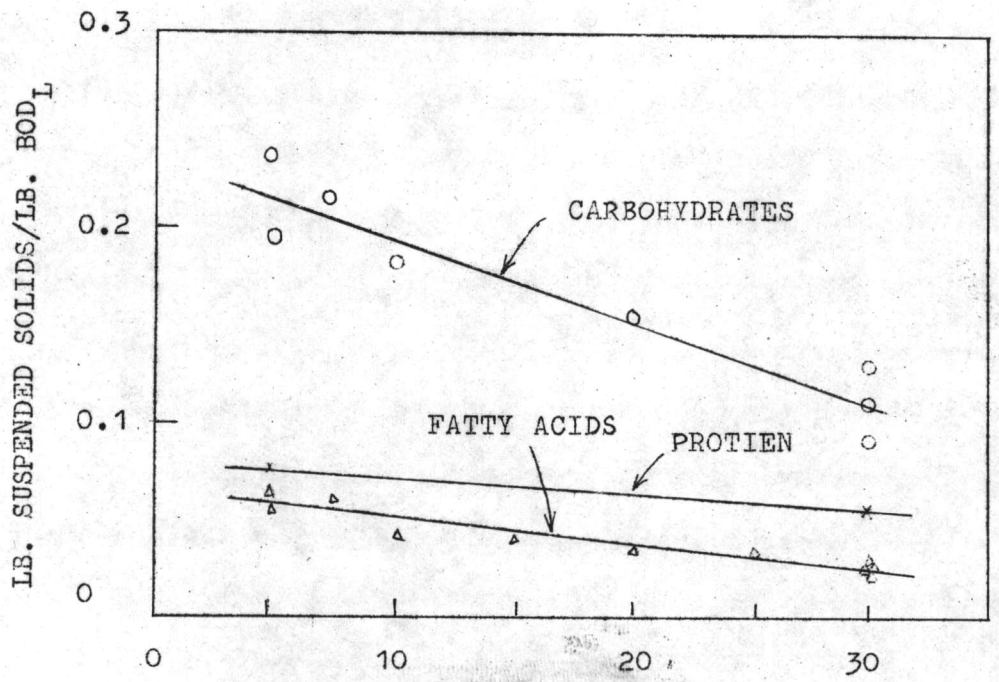
Young และ McCarty (1969) ได้ทำการทดลองโดยใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคเพื่อกำจัดน้ำทิ้งประเภท Protein-Carbohydrate จะมีการเพิ่มปริมาณของจุลินทรีย์ด้วยอัตราส่วน 0.115 - 0.12 กรัมต่อ 1 กรัมของ COD ที่ถูกกำจัด และมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอน ตั้งแต่ 84 - 102 วัน

Jennett และ Dennis (1975) ได้ใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตยา (Pharmaceutical waste) พบว่าปริมาณของการสร้างเซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์จะมีอัตราส่วน 0.027 กรัมต่อ 1 กรัม ของ COD ที่ถูกกำจัด โดยมีค่า SRT เท่ากับ 313 วัน

การที่เครื่องกรองแอนแอโรบิคมีค่า SRT สูงจึงทำให้มีการสร้างจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นเป็นจำนวนน้อย ดังได้กล่าวมาแล้วซึ่งจะช่วยลดปัญหาการกำจัดกากตะกอน (sludge) และทำให้ระบบกำจัดมีประสิทธิภาพสูง จากการทดลองที่ได้ทำมาแล้วปรากฏว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถทำงานได้ถึง 1 ปี โดยไม่ต้องมีการกำจัดกากตะกอนแต่อย่างใด (Jennett และ Dennis , 1975)

3.4 สภาพทางกายภาพของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

เครื่องกรองแอนแอโรบิคมีส่วนประกอบที่สำคัญคือตัวถังซึ่งอาจจะเป็นถังทรงกระบอกหน้าตัดเป็นทรงกลมหรือสี่เหลี่ยมก็ได้ ภายในตัวถังบรรจุตัวกรองซึ่งเป็นหินหรือ



รูปที่ 10 การเพิ่มปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลายอินทรียสาร โดยแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจน (McCarty, 1964)

วัสดุอื่น ๆ ตัวถังด้านล่างจะต้องมีระบบจ่ายน้ำทิ้งเข้าสู่ตัวถัง (Distribution system) เพื่อช่วยกระจายน้ำทิ้งให้ไหลผ่านเข้าตัวถังเท่ากันตลอดทั้งหน้าตัดของตัวถังนั้น นอกจากนี้ภายในตัวถังต้องมีการป้องกันไม่ให้เกิดการไหลลัดทาง (short-circuit) ของน้ำทิ้งไปตามผนังของถังโดยทำผนังกั้น (baffles)

การไหลของน้ำทิ้งภายในถังกรองจะเป็นการไหลทางเดียว (plug flow) โดยน้ำทิ้งไหลเข้าทางด้านล่างของตัวถัง แล้วไหลขึ้นไปตามช่องว่างของตัวกรองแล้วจะไหลออกทางตอนบนของถัง ซึ่งจะเกิดแรงดันสูญเสีย (Head loss) ประมาณ 2.5 - 7.6 ซม. ต่อความสูงของถังกรอง 60 ซม. (Young และ McCarty, 1969)

3.4.1 การเคลื่อนไหวของตะกอนจุลินทรีย์ (Biological solids movement) ตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังกรองแอนแอโรบิคนั้นส่วนหนึ่งจะจับอยู่ตามตัวกรองในลักษณะหลวม ๆ อีกส่วนหนึ่งจะรวมกันเป็นกลุ่มก้อน (Flocculated) อยู่ตามช่องว่างของตัวกรอง ตะกอนส่วนที่อยู่ตามช่องว่างของตัวกรองนี้จะมีการเคลื่อนไหวโดยการลอยตัวขึ้นเนื่องจากการไหลของน้ำทิ้งแบบ up-flow และฟองก๊าซที่เกิดขึ้นในการย่อยสลายอินทรียสารจะช่วยพยุงให้ตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้นไปตามช่องว่างนี้ เมื่อกระทบกับตัวกรองเบื้องตนตะกอนเหล่านี้จะแยกหลุดจากฟองก๊าซตกลงมาสู่ที่เดิมด้วยน้ำหนักของตะกอน เป็นอยู่ในลักษณะนี้ตลอดเวลา ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กบางส่วนซึ่งมีน้ำหนักเบารวมทั้งตัวจุลินทรีย์เองจะถูกฟองก๊าซพาหลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรอง (Effluent) หรือเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) ให้สั้นเข้า น้ำทิ้งที่ไหลผ่านตัวกรองจะมีความเร็วเพิ่มขึ้นสามารถทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เคลื่อนตัวขึ้นมาสู่ตอนบนของถังและหลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองได้

3.5 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับเครื่องกรองแอนแอโรบิค

ประสิทธิภาพในการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิคนั้น ขึ้นอยู่กับจุลินทรีย์ที่ทำการย่อยอินทรียสาร ดังนั้นสภาพภายในตัวถังจะต้องควบคุมให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ที่จะเจริญเติบโตได้ โดยเฉพาะแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนซึ่งมีความสำคัญที่สุด

สำหรับการทำงานของระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้นมีความรู้สึกไว (sensitive) ต่อสภาวะแวดล้อมมาก ดังนั้นการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมจึงเป็นสิ่งจำเป็น ทั้งนี้เพื่อที่จะให้เครื่องกรองแอนแอโรบิคมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งสูง

3.5.1 สารอาหารที่จำเป็น (Nutrient requirements) Speece และ McCarty (1962) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับสารอาหารที่จำเป็นโดยการทดลองกับจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน พบว่าจุลินทรีย์เหล่านี้ต้องการธาตุไนโตรเจน ประมาณ 0.106 เท่าของน้ำหนักของเซลล์ (cell weight/N = 9.4) และต้องการธาตุฟอสฟอรัสประมาณหนึ่งในเจ็ดของธาตุไนโตรเจนเท่านั้น (N/P = 7) McCarty (1964) ยืนยันว่าปริมาณธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการนั้นอย่างน้อยต้องเป็นตามอัตราส่วนนี้คือ BOD_L : N : P = 100 : 1.1 : 0.2

Sanders และ Bloodgood (1965) ได้ทำการศึกษาถึงความสัมพันธ์ระหว่างธาตุไนโตรเจนกับคาร์บอนต่อการย่อยสลายอินทรียสารของจุลินทรีย์ ซึ่งก็พบว่าอัตราส่วนของไนโตรเจนกับคาร์บอนในสารอาหารประมาณ 0.0620 จะทำให้การย่อยสลายเป็นไปอย่างดี ถ้าอัตราส่วนไนโตรเจนต่อคาร์บอนมากกว่านี้ก็ไม่ช่วยให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายอินทรียสารเพิ่มขึ้นแต่อย่างใด

3.5.2 สภาพความเป็นกรดเป็นด่าง (Acidity และ Alkalinity) ค่า pH ที่เหมาะสมต่อการกำจัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอยู่ในช่วงระหว่าง 6.6 ถึง 7.6 ถ้าค่า pH สูงหรือต่ำกว่านี้ ประสิทธิภาพของระบบกำจัดจะลดลงที่ค่า pH ต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพจะลดลงอย่างรวดเร็ว เพราะสภาวะที่เป็นกรดนั้นจะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน pH ที่นิยมใช้ในการควบคุมเครื่องกรองแอนแอโรบิคนั้นอยู่ในช่วง 6.8 - 7.2

สภาวะที่สมดุลย์ภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิคจะเป็นไปได้ก็ต่อเมื่อปริมาณของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดและแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน มีในอัตราส่วนที่จะทำให้การย่อยสลายอินทรียสารเป็นกรดอินทรีย และ Volatile acid ให้เป็นก๊าซมีเทนได้สมดุลย์กัน โดยปกติปริมาณของกรดโวแลไทล์ควรมีประมาณ 50-500 มก./ลบ.ดม.

(as CH_3COOH) หากปริมาณของกรดโวแลไทลมีมากกว่า 2,000 มก./ลบ.ดม. (as CH_3COOH) แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบกำจัดลดลง

สภาพความเป็นด่างภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิคส่วนใหญ่เกิดจากเกลือของแอมโมเนียม (Ammonium salt) เช่น แอมโมเนียมไบคาร์บอนเนต (NH_4HCO_3) และแอมโมเนียมอะซิเตต (CH_3COONH_4) ซึ่งเกิดขึ้นในเครื่องกรองได้ดังสมการข้างล่างนี้

$$C_6H_{12}O_6 \xrightarrow{\text{acid formers}} 3CH_3COOH \quad \text{.....(27)}$$

$$3CH_3COOH + 3NH_4HCO_3 \longrightarrow 3CH_3COONH_4 + 3H_2O + CO_2 \quad \text{...(28)}$$

$$3CH_3COONH_4 + 3H_2O \xrightarrow{\text{methane formers}} 3CH_4 + 3NH_4HCO_3 \quad \text{.....(29)}$$

และ Pohland (1964) พบว่าเกลือแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตเกิดได้อีกแบบหนึ่ง ดังสมการที่ (30)

$$CH_3\text{-}\underset{\underset{NH_2}{|}}{CH}\text{-}COOH + 2\underset{\underset{NH_2}{|}}{CH_2}COOH + 5H_2O \longrightarrow 3CH_4 + CO_2 + NH_4HCO_3 \quad \text{...(30)}$$

alanine glycine

จากสมการที่ (27) จะเห็นได้ว่า น้ำตาลกลูโคสถูกย่อยสลายเป็นกรดอะซิติคซึ่งกรดที่เกิดขึ้นนี้จะต้องทำให้สะเทินไป (neutralized) โดยแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ดังสมการที่ (28) ถ้าแอมโมเนียนไบคาร์บอเนตมีไม่พอเพียงแล้วก็จะมีกรดอะซิติคเพิ่มขึ้นเรื่อยไปจนในที่สุดจะทำให้ pH ลดต่ำลงจนเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนได้ อย่างไรก็ตามการเปลี่ยนแปลง pH ภายในถังกรองยังขึ้นอยู่กับปริมาณของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นอีกด้วย โดยมีความสัมพันธ์ระหว่าง pH, Bicarbonate Alkalinity และร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดอ๊อกไซด์ ดังนี้

$$pH = 5.14 - \log(\%CO_2) + \log HCO_3^- \text{ (as มก./ลบ.ดม. } CaCO_3) \quad \text{...(31)}$$

McCarty (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง pH และปริมาณของไบคาร์บอนเนตที่เหมาะสำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังรูปที่ 11 และได้ชี้ให้เห็นว่าสภาพความเป็นด่างในระบบกำจัดไม่ควรต่ำกว่า 1,000 มก./ลบ.ดม. as $CaCO_3$ เพื่อป้องกันไม่ให้ pH ต่ำลงจนถึงขีดอันตราย

Pohland (1964) ได้แสดงวิธีการควบคุม pH โดยอาศัยสภาพความเป็นด่างเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน โดยให้ชื่อว่า "acid-base equilibrium control" ซึ่งวิธีนี้สามารถทำให้ทราบได้ว่าสภาพความเป็นด่างที่จะควบคุม pH มีเพียงพอหรือไม่

$$A = TA. - 0.833\ TOA \quad \text{.....(32)}$$

ซึ่ง A = ปริมาณของ สภาพความเป็นด่าง ที่มีเกินพอหรือขาดไป, มก./ลบ.ดม. as $CaCO_3$

TA. = ปริมาณของ สภาพความเป็นด่าง ทั้งหมดที่มีอยู่, มก./ลบ.ดม. as $CaCO_3$

TOA. = ปริมาณของ กรดโวแลไทล์, มก./ลบ.ดม. as CH_3COOH

0.833 = $\frac{\text{น้ำหนักสมมูลย์ของ } CaCO_3}{\text{น้ำหนักสมมูลย์ของ } CH_3COOH}$

จากสมการที่ (32) ก็สามารถทราบว่าสภาพความเป็นด่างเพียงพอหรือไม่ ถ้าไม่เพียงพอก็ต้องเติมสารเคมีลงไปเพื่อเพิ่มสภาพความเป็นด่าง ช่วยป้องกันไม่ให้ pH ลดต่ำลง ปริมาณสารเคมีที่ต้องเติมนั้นจะทราบได้จากสมการที่ (33)

$$N = 8.34\ A\ (E)(V) \quad \text{..... (33)}$$

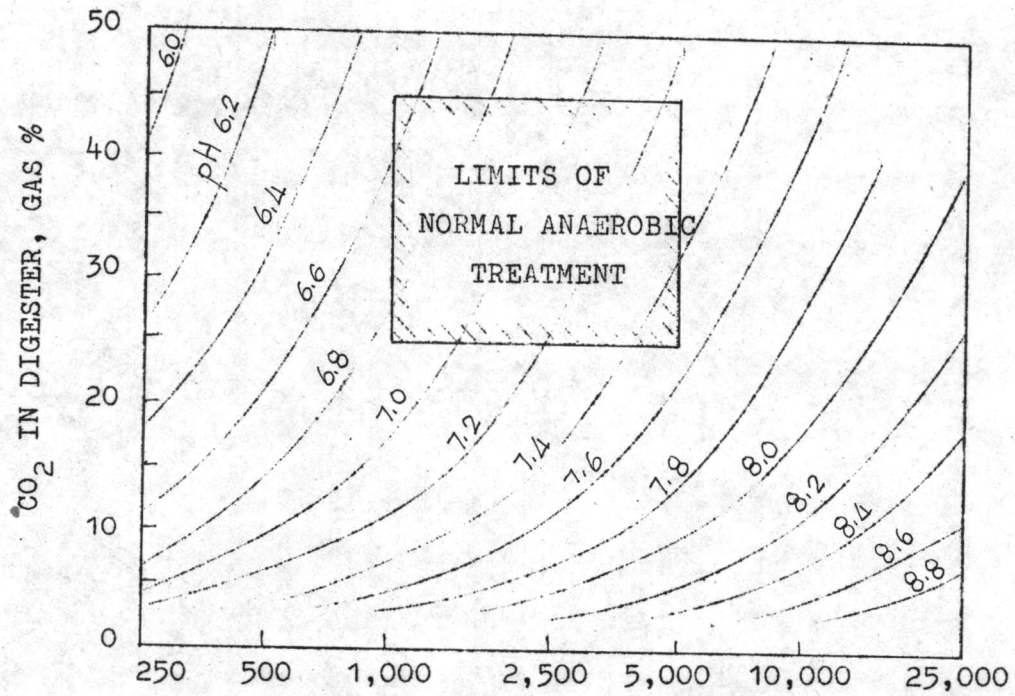
ซึ่ง N = ปริมาณของสารเคมีที่ต้องใช้เติมลงไป

A = ปริมาณของสภาพความเป็นด่าง ที่ขาดไป ppm. (part per million)

8.34 = conversion factor, ปอนด์/แกลลอน

E = $\frac{\text{น้ำหนักสมมูลย์ของสารที่ต้องเติมลงไป}}{\text{น้ำหนักสมมูลย์ของ } CaCO_3}$

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



รูปที่ 11 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง pH กับความเข้มข้นของ Bicarbonate Alkalinity ที่อุณหภูมิ 95°F (McCarty, 1964)

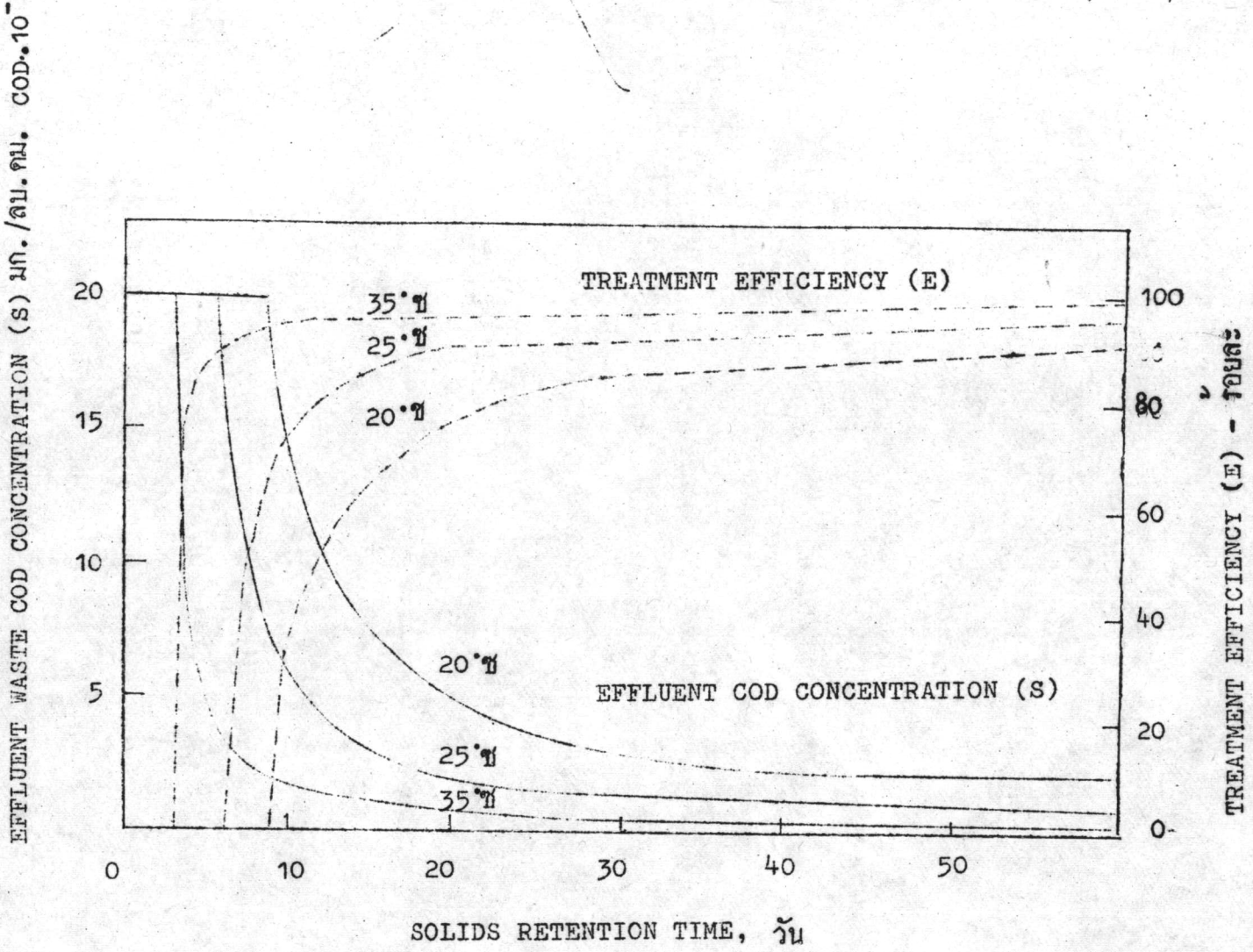
3.5.3 อุณหภูมิ (Temperature) ปฏิกริยาชีวเคมีแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะเกิดขึ้นได้ดีที่สุดที่ช่วงอุณหภูมิสองช่วงคือ ช่วง Mesophilic ระหว่าง30-38 °ซ และช่วง Thermophilic ระหว่าง 48-57 °ซ ในต่างประเทศที่อยู่ในเขตหนาว จำเป็นจะต้องเพิ่มอุณหภูมิของน้ำทิ้งอยู่ในช่วง Mesophilic แต่สำหรับประเทศไทย นั้น ระบบกำจัดจะทำงานอยู่ในช่วง Mesophilic ได้เองโดยไม่ต้องใช้ความร้อนช่วย เนื่องจากค่าใช้จ่ายในการทำความร้อนสูงมากจึงไม่นิยมออกแบบระบบกำจัดให้อยู่ในช่วง Thermophilic

อุณหภูมิที่มีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วจะเป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์ เช่น Escherichia coli เติบโตที่ 45 °ซ จะตายประมาณร้อยละ 95 เมื่ออุณหภูมิลดอย่างรวดเร็วเป็น 10 °ซ แต่ถ้าใช้เวลาในการลดอุณหภูมินาน 30 นาที โดยค่อย ๆ ลดอุณหภูมิลง พบว่าไม่มีการตายเลย โดยทั่วไปเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น 10 °ซ ปฏิกริยาทางเคมีจะเกิดได้เร็วกว่าเท่าตัว Buswell* ได้ทำการทดลองพบว่าก๊าซมีเทนจะเกิดได้ที่อุณหภูมิ 0° - 85° ซ แต่จะเป็นได้ดีที่ Mesophilic และ Thermophilic แต่การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิอย่างกระทันหันแม้เพียง 2-3 °ซ ย่อมทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงต่อการเกิดก๊าซมีเทน เนื่องจากการสะสมของกรดไขมัน (fatty acid)

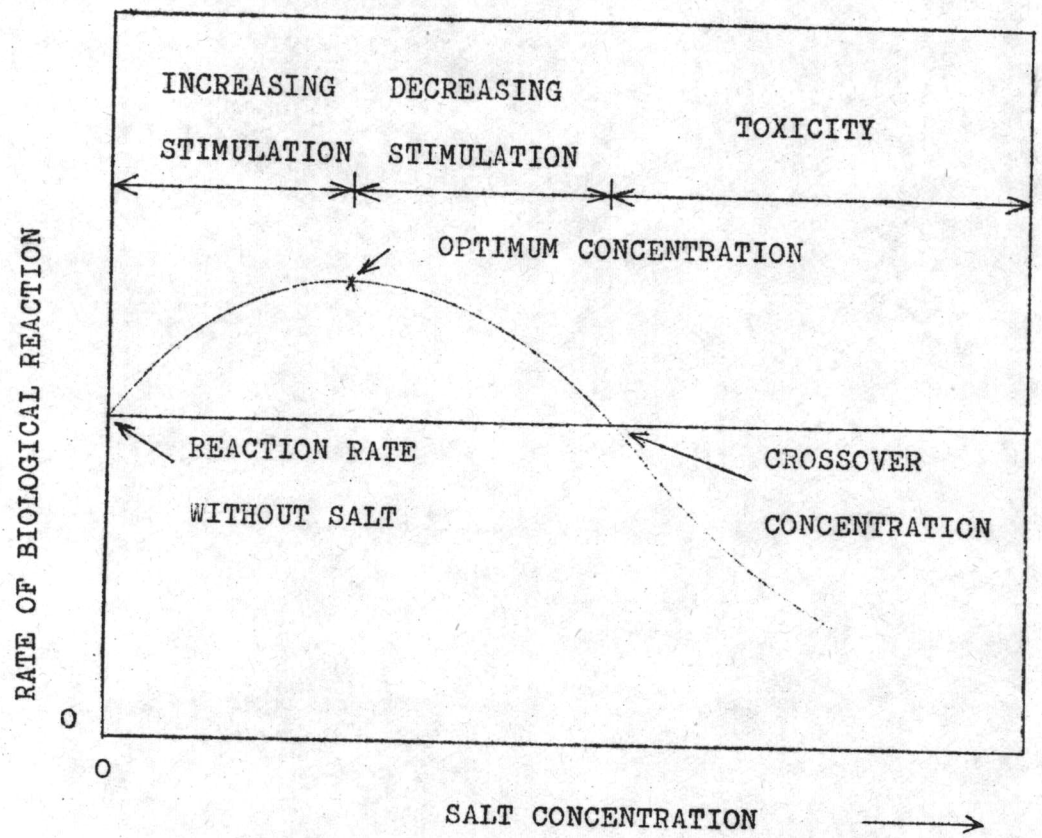
Lawrence และ McCarty (1969) ได้แสดงให้เห็นถึงผลของอุณหภูมิและระยะเวลาการกักตะกอน (SRT) ต่อประสิทธิภาพของการกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังรูปที่ 12 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอุณหภูมิเพิ่มขึ้นระยะเวลาของการกักตะกอนจะน้อยลง โดยที่ประสิทธิภาพของการกำจัด COD ยังคงเดิม หรือถ้าอุณหภูมิลดลงระยะเวลาในการกักตะกอนก็จะต้องเพิ่มขึ้น โดยให้มีประสิทธิภาพของระบบกำจัดคงเดิม ดังนั้น แสดงว่าระบบเครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพถึงแม้ที่อุณหภูมิต่ำ ๆ

3.5.4 สารเป็นพิษ (Toxic materials) ในระบบกำจัดจะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์อยู่ ตามปกติพิษของสารเป็นพิษจะเกิดก็ต่อเมื่อมีปริมาณมากพอ และพิษที่เกิดขึ้นนั้นบางชนิดจะเป็นพิษโดยตรง (Toxic) บางชนิดจะยับยั้ง (Inhibited) การทำงานของจุลินทรีย์ โดยความรุนแรงของพิษและการยับยั้งจะเพิ่มขึ้นตามความเข้ม

(* จาก Kotze' et.al., 1969)



รูปที่ 12 แสดงความสัมพันธ์ของอุณหภูมิกับระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ในการย่อยสลายอินทรียสารและประสิทธิภาพการกำจัดน้ำโสโครกด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Lawrence และ McCarty, 1969)



รูปที่ 13 อิทธิพลของ Salt ต่อปฏิกริยาการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (McCarty, 1964)

ข้นของสาร แต่อย่างไรก็ตามสารที่เป็นพิษหรือยับยั้งต่อการทำงานของจุลินทรีย์ยัง สามารถช่วยกระตุ้น (stimulated) ให้จุลินทรีย์ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น หากสารเหล่านั้นมีปริมาณพอเหมาะดังรูปที่ 13

3.5.4.1 พิษของ volatile acid แต่เดิมเชื่อกันว่ากรดโวแลไทล์มากกว่า 2,000 มก./ลบ.ดม. จะทำให้เกิดการหน่วง (Retardation) ต่อแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนทำให้การเกิดก๊าซน้อยลง McCartyและ McKinney (1961) ได้ทำการทดลองพบว่า แม้มีกรดโวแลไทล์สูงถึง 10,000 มก./ลบ.ดม. as CH_3COOH ก็จะไม่เป็นพิษโดยตรงต่อแบคทีเรียถ้ามีปริมาณของสารที่จะปรับสภาพ (buffering capacity) เพียงพอ ถ้าไม่พอก็จะมีผลทำให้ pH ต่ำลงจนแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนไม่สามารถทนอยู่ได้ การแก้พิษของกรดโวแลไทล์จะทำได้โดยลดปริมาณ organic loading, การเติมสารปรับสภาพ เช่น $NaHCO_3$ และการใช้ระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) ในระบบกำจัดให้นานขึ้น

3.5.4.2 พิษของเกลืออนินทรีย์ (Inorganic Salt Toxicity) เกลือของพวกสารอินทรีย์เช่น พวกธาตุอัลคาไล (alkalai) และอัลคาไลเอิร์ท (alkalai earth) ได้แก่ โซเดียม, โปตัสเซียม, แคลเซียม และแมกนีเซียม ซึ่งเกลือของสารอินทรีย์เหล่านี้จะแตกตัวให้ Cations ที่เป็นพิษมากกว่า Anion โดยขึ้นอยู่กับปริมาณของ Cations ด้วยว่ามีปริมาณอยู่ในน้ำทิ้งมากน้อยเพียงใด (McCarty และ McKanney, 1961; Kugelman และ McCarty, 1965) ดังแสดงในตารางที่ 9

ความเป็นพิษของ Cation แต่ละชนิดจะรุนแรงไม่เท่ากันดังตารางที่ 9 Cation ที่มีวาเลนซี่ (Valency) เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อแบคทีเรียน้อยกว่า Cation ที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 2 ซึ่งพิษของ Ca^{++} และ Mg^{++} จะมากกว่าพิษของ Na^{+} และ K^{+} ถึง 10 เท่า ดังนั้นพิษของ Cation จะเพิ่มขึ้นเมื่อ Cation มีวาเลนซี่สูงขึ้น และน้ำหนักอะตอมมากขึ้น Cationsสามารถกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียได้เนื่องจาก Cations เหล่านั้นจะเป็นตัว Metallic activators สำหรับน้ำย่อย (Enzyme) ซึ่งเปรียบเหมือนแฟคเตอร์ร่วม (Cofactor) เพื่อช่วยให้

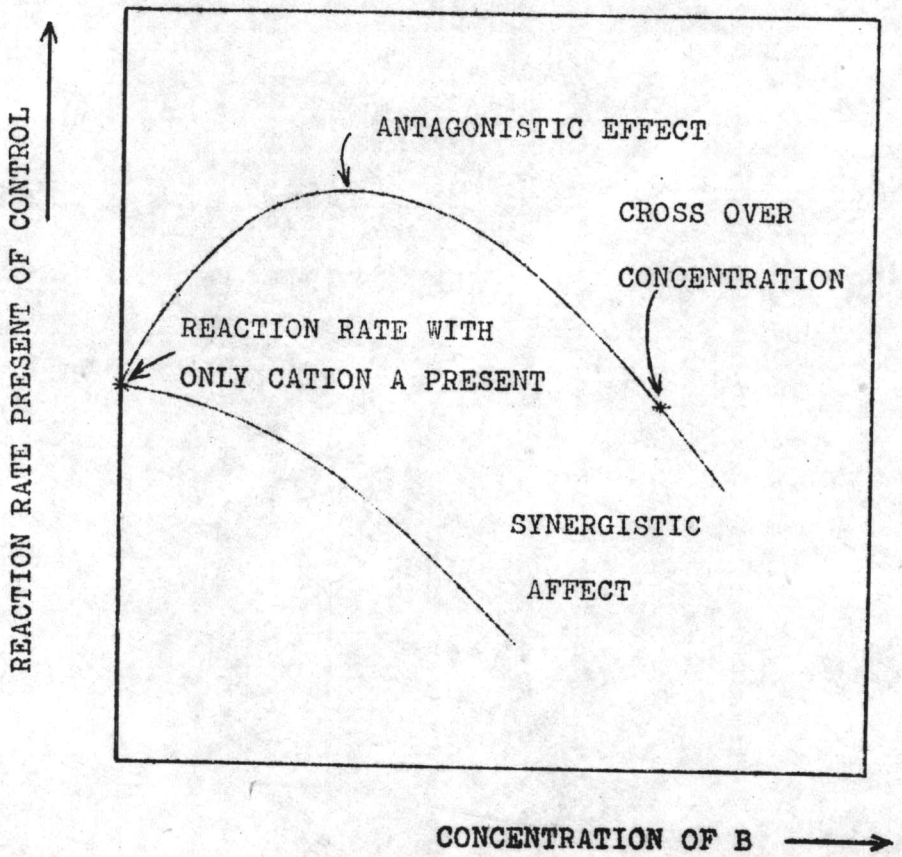
ตารางที่ 9 ปริมาณของ Cations ที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจน (McCarty, 1964)

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

น้ำย่อยทำปฏิกริยากับสารต่าง ๆ (Substrates) ได้ดียิ่งขึ้น เช่นน้ำย่อย Plasma-membrane ATPase จะต้องการ Na^+ เพื่อเป็นตัวแฟคเตอร์ร่วม น้ำย่อย Pyruvate kinase ต้องการ K^+ เพื่อเป็นตัวแฟคเตอร์ร่วม (มนตรี จุฬาวัฒนทล, 2516) แต่ถ้ามีปริมาณของ Cations มากเกินไปหรือไปรวมกับน้ำย่อยที่ไม่เหมาะสมจะเกิดพิษต่อแบคทีเรียได้

Cation ที่ควรกล่าวถึงคือ hydrogen ion (H^+) ทั้งนี้เพราะว่ามีพิษรุนแรงต่อจุลินทรีย์ ในกรณีที่ volatile acid เพิ่มขึ้นมากนั้นจะทำให้ pH ลดลง และไฮโดรเจน อิออน (H^+) แตกตัวได้มาก มีผลให้ยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย Stanier ได้ทำการทดลองพบว่าโมเลกุลของกรดอ่อน (weak acid) และด่างอ่อน (weak base) ที่ไม่แตกตัวเป็นอิออน (ionic form) นั้น สามารถผ่าน (penetrate) เข้าไปในเซลล์แบคทีเรียได้เร็วมาก เช่น กรดอ่อนที่ pH ต่ำจะไม่แยกตัวเป็นอิออนเมื่อผ่านเข้าเซลล์แบคทีเรียได้ง่ายทำให้ pH ภายในเซลล์แบคทีเรียลดลงทำให้แบคทีเรียตายได้ และด่างอ่อนที่ pH สูง ก็ให้ผลเช่นเดียวกัน

ความเป็นพิษของ Cation นั้นสามารถลดลงได้โดยการทำ Antagonism (McCarty, 1964) กล่าวคือ เมื่อมี Cation ซึ่งเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนอยู่ชนิดหนึ่ง ถ้ามี Cation อีกชนิดหนึ่งอยู่ด้วยจะทำให้ความเป็นพิษ



รูปที่ 14 แสดงความสัมพันธ์ของ Cation 2 ชนิด คือ A และ B ซึ่งเมื่ออยู่ด้วยกันแล้วอาจจะเกิด ANTAGONISM หรือ SYNERGISM ได้ (KUGELMAN & McCarty, 1961)

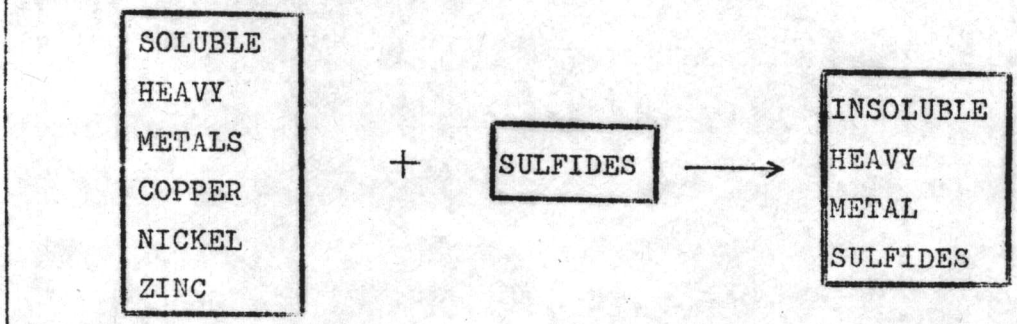
ของ Cation ชนิดแรกลดลงได้ เช่น พิษของ Na^{+} เข้มข้น 3,500 มก./ลบ.ดม. สามารถจะทำให้หมดไปได้ถ้ามี Ca^{++} และ Mg^{++} ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50 - 1,000 มก./ลบ.ดม. (McCarty และ McKinney, 1961) แต่ในทางตรงข้าม Cation บางชนิดจะไปเพิ่มพิษของอีกชนิดหนึ่งเมื่ออยู่รวมกัน ปรากฏการณ์เช่นนี้เรียกว่า Synergism ดังรูปที่ 14

3.5.4.3 พิษของโลหะหนัก (Heavy metals toxicity)

โลหะหนักได้แก่เหล็ก สังกะสี ทองแดง ดีบุก ตะกั่ว โครเมี่ยม แคดเมี่ยม นิเกิล โคบอล ฯลฯ ซึ่งอิออนของโลหะหนักพวกนี้เป็นพิษต่อจุลินทรีย์อาจจะเป็นเพียงยับยั้งการเจริญเติบโตหรือทำให้ตายได้ McCarty (1964) ได้สรุปไว้ว่าโลหะที่แตกตัวให้ valency สูงจะมีพิษมากกว่า เช่น Cr^{+6} จะมีพิษมากกว่า Cr^{+3} และพิษของโลหะก็ขึ้นอยู่กับว่าเกลือของโลหะนั้นจะละลายน้ำได้มากน้อยเพียงใด (solubility) เช่น เหล็ก และอะลูมิเนียมจะไม่เป็นพิษ เนื่องจากเกลือของโลหะทั้งสองละลายน้ำได้น้อย และพิษของโลหะนั้นจะมากหรือน้อยเพียงใดก็ขึ้นกับปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้ง เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ซึ่งไม่ละลายน้ำ ดังรูปที่ 15 จะเห็นว่า 1 มก./ลบ.ดม. ของซัลไฟด์ จะรวมตัวกับ 1.8 - 2.00มก./ลบ.ดม. ของโลหะหนักกลายเป็นเกลือและตกตะกอน ถ้าน้ำทิ้งมีปริมาณซัลไฟด์ไม่พอเพียงที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ก็จะต้องเติมพวกเกลือซัลไฟด์ (Sulfide salts) ลงไป เช่น เติมโซเดียมซัลไฟด์ (Na_2S) หรือเติมเกลือซัลไฟต (Sulfate salts) ลงไป เกลือทั้งสองชนิดจะถูกลดออกซิเจน (reduce) ไปเป็นซัลไฟด์ ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนทำให้สามารถลดพิษของโลหะหนักได้

Mosey และ Hughes (1975) ได้ทำการทดลองพบว่า พิษของสังกะสีนั้นน้อยกว่า ทองแดง, แคดเมียมและนิเกิล พิษของสังกะสีไม่เกี่ยวกับ pH สามารถมีผลต่อจุลินทรีย์ ณ pH ใด ๆ ก็ได้ แต่ถ้า pH สูงถึง 7.6 สังกะสีจะตกตะกอนในรูปของ $ZnCO_3$ และระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะหมดประสิทธิภาพเมื่อมีความเข้มข้นของสังกะสีเท่ากับ 163 มก./ลบ.ดม.

หอสมุดกลาง จุฬาลงกรณมหาวิทยาลัย



QUANTITY OF SULFIDE SALTS REQUIRED FOR PRECIPITATION SULFIDE SALTS ADDED		CONCENTRATION OF HEAVY METALS PRECIPITATED
1 มก./ลบ.ซม.	SULFIDES ($S^{=}$)	1.8-2.0 มก./ลบ.ซม.
1 มก./ลบ.ซม.	SODIUM SULFIDE (Na_2S)	0.75-0.84 มก./ลบ.ซม.
1 มก./ลบ.ซม.	SODIUM SULFIDE ($Na_2S \cdot 9H_2O$)	0.24-0.27 มก./ลบ.ซม.

รูปที่ 15 ปฏิกริยาการทำลายพิษของโลหะหนัก (Heavy metal) โดยซัลไฟด์ ($S^{=}$) ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (McCarty, 1964)

พิษของแคดเมียม ระบบกำจัดจะหมดประสิทธิภาพเมื่อมีความเข้มข้นของแคดเมียม 180 มก./ลบ.ดม.

พิษของทองแดง จากการทดลองพบว่าการเพิ่มของทองแดงเป็นไปอย่างช้า ๆ เมื่อความเข้มข้นของทองแดงในระบบกำจัดถึง 170 มก.Cu /ลบ.ดม. ก็ทำให้ระบบกำจัดนั้นหมดประสิทธิภาพ

พิษของเหล็ก ตามปกติเหล็กเป็นโลหะหนักที่มีพิษน้อยที่สุด แต่เนื่องจากจะพบปริมาณเหล็กมากที่สุดในน้ำทิ้ง และนิยมใช้เกลือซัลไฟด์ของเหล็กในการแก้พิษโลหะหนักอื่น ๆ จึงได้มีการศึกษาถึงพิษของเหล็กด้วย ซึ่งก็พบว่า pH จะลดลงเมื่อมีเหล็กเข้มข้น 1,750 มก. Fe/ลบ.ดม. และทำให้ระบบกำจัดหมดประสิทธิภาพ

พิษของโครเมี่ยม ระบบกำจัดจะหมดประสิทธิภาพเมื่อมีความเข้มข้นของ Cr^{+3} เท่ากับ 530 มก./ลบ.ดม. และของ Cr^{+6} เท่ากับ 450 มก./ลบ.ดม.

พิษของปรอท Lingle และ Hermann (1975) พบว่า Mercuric chloride จะทำให้ระบบกำจัดหมดประสิทธิภาพ เมื่อมีความเข้มข้น 1,365 มก./ลบ.ดม.

3.5.4.4 พิษของก๊าซบางชนิด

พิษของแอมโมเนีย (Ammonia Toxicity) แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะมาจากการย่อยสลายอินทรียสารที่มีไนโตรเจนรวมอยู่คือโปรตีน ซึ่งไนโตรเจนอาจจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียม-อิออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยสารสองตัวนี้จะเปลี่ยนไปเปลี่ยนมาได้ขึ้นอยู่กับ pH ด้วย ดังสมการที่ 34

$$NH_4^+ \rightleftharpoons NH_3 + H^+ \quad \text{.....(34)}$$

ซึ่งถ้า pH ต่ำกว่า 7.2 จะมี NH_4^+ มากกว่า ถ้า pH สูงกว่า 7.2 จะมี NH_3 มากกว่า ซึ่ง NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนมากกว่า NH_4^+ (McCarty, 1962) สำหรับการวิเคราะห์ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจน (NH_3 - N) ในห้องปฏิบัติการจะได้ทั้ง NH_4^+ และ NH_3 รวมกัน ขนาดความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีผลต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนแสดงไว้ในตารางที่ 10

ตารางที่ 10 ผลของ Ammonia-nitrogen ต่อระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจน (McCarty, 1964)

NH_3 - N มก./ลบ.ดม.	Affect on Anaerobic Treatment
50 - 200	Beneficial
200 - 1,000	No adverse effect
1,500 - 3,000	Inhibitory at higher pH value
มากกว่า 3,000	Toxic

การที่จะลดพิษของแอมโมเนียไนโตรเจนทำได้โดยการทำให้น้ำทิ้งที่จะทำสู่ระบบกำจัดเจือจางลง (Dilution) ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนก็จะลดน้อยลงด้วย หรือโดยวิธีกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำทิ้งก่อนที่จะเข้าสู่ระบบกำจัด

<u>พิษของซัลไฟด์</u> (Sulfide Toxicity) ซัลไฟด์ที่มีอยู่ในระบบกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเนื่องจาก ซัลไฟด์นั้นมีอยู่ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบกำจัดหรือเกิดจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ซึ่งทำการย่อยสลายซัลเฟต ($SO_4^=$) หรือย่อยสลายสารโปรตีน ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดจะอยู่ในรูปของซัลไฟด์ที่ละลายอยู่ในน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับ Cation ที่รวมอยู่ ถ้ารวมกับพวกโลหะหนักก็จะตกตะกอนลงมา จึงไม่เป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์ ส่วนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปของ H_2S ซึ่งบางส่วนก็ละลายอยู่ในน้ำ บางส่วนก็หลุดออกมาเป็นก๊าซ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับความสามารถในการละลายน้ำของ H_2S (Solubility) McCarty (1964) พบว่าแบคทีเรียซึ่งไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทนต่อปริมาณของซัลไฟด์ที่ละลายน้ำ (Soluble sulfide) มีความเข้มข้น 50 - 100 มก./ลบ.ดม.ได้และที่ความเข้มข้น 200 มก./ลบ.ดม. ถ้าได้มีการทำ acclimatized ก่อน แบคทีเรียก็สามารถทนได้ แต่ถ้าความเข้มข้นมากกว่า 200 มก./ลบ.ดม. จะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย

การลดพิษของซัลไฟด์ทำได้โดยใช้ gas scrubbing, ทำให้เกิดการตกตะกอนของซัลไฟด์, ทำให้น้ำทิ้งที่เข้าระบบกำจัดมีความเจือจาง, หรือแยกสารพวกซัลเฟต, ซัลไฟด์ออกจากน้ำทิ้งก่อนเข้าระบบกำจัด

3.5.4.5 พิษของสารอินทรีย์ (Toxic Organic Materials) สารอินทรียที่เป็นพิษต่อจุลินทรียก็ได้แก่พวก แอลกอฮอล์, Long chain fatty acid, โครโรฟอร์ม (chloroform) ฯลฯ Bryan et.al.* ได้ทำการทดลองพบว่า โครโรฟอร์ม 0.96 มก./ลบ.ดม. หรือ Carbontetrachloride 2.20 มก./ลบ.ดม. หรือ Methylenechloride 100 มก./ลบ.ดม. สามารถยับยั้งแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนทำให้ความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนลดลงถึงร้อยละ 50 McCarty (1964) ได้พบว่า แอลกอฮอล์พวก เมทานอล (Methanol) 1,000 - 2,000 มก./ลบ.ดม.นั้น ระบบกำจัดสามารถทำงานได้ และถ้าเข้มข้นถึง 10,000 มก./ลบ.ดม. ระบบกำจัดก็สามารถรับได้ แต่ต้องเข้าสู่ระบบกำจัดอย่างสม่ำเสมอ (Continuous feed) เพื่อทำให้แบคทีเรียคุ้นเคยและปรับตัวได้ สารอินทรียอื่น ๆ ที่มีพิษอาจกำจัดได้ด้วยทำการทำให้ตกตะกอน เช่น Sodium Oleate ซึ่งใช้ทำสบู่ พบว่าจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียเมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 500 มก./ลบ.ดม. แต่เมื่อเติม $CaCl_2$ จะทำให้เกิดตะกอนของ Calcium Oleate ขึ้น แม้ในระบบกำจัดจะมี Sodium Oleate สูงถึง 2,000 - 3,000 มก./ลบ.ดม. ระบบกำจัดก็สามารถทำงานได้ดี.

(* จาก Toerien et. al., 1969)