

บทที่ 2

ทฤษฎีการบำบัดน้ำเสียชนิดไร้ออกซิเจนและการวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดไร้ออกซิเจน

การบำบัดน้ำเสียหรือการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง ก่อนจะทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติมีหลายวิธี ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน (anaerobic wastewater treatment) เป็นระบบบำบัดทางชีววิทยาระบบหนึ่งที่กำลังได้รับความนิยมมากขึ้นในปัจจุบัน แต่ละระบบก็มีลักษณะสำคัญร่วมกัน แต่จะมีความแตกต่างกันในด้านการนำมาใช้งาน ระบบเหล่านี้ได้แก่

2.1.1 บ่อเกรอะ (septic tank)

เป็นถังรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้าฝังอยู่ใต้พื้นดิน ได้พัฒนาขึ้นในประเทศอังกฤษเมื่อปี ค.ศ. 1895 โดย Cameron บ่อเกรอะถูกนำมาใช้สำหรับรับน้ำเสียจากบ้านเรือน ซึ่งมีระยะเวลาพักเก็บน้ำประมาณ 1-3 วัน เพื่อให้สารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งจมลงสู่ก้นถัง และมีการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Raman, V., Chakladar, N., 1972) แม้ว่าจะมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดี แต่ยังคงมีการสะสมตัวของสลัดจ์เกิดขึ้น จึงทำให้ต้องกำจัดออกทุก ๆ 1-5 ปี บ่อเกรอะมักใช้กับน้ำทิ้งจากบ้านเรือนที่มีประชากรไม่เกิน 300 คน และมักมีบ่อซึมเพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากบ่อเกรอะเสมอ ๆ (ดังรูปที่ 2.1)

2.1.2 ระบบบ่อหมักไร้ออกซิเจน (anaerobic lagoons) (ดังรูปที่ 2.2)

ระบบนี้เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ง่ายที่สุด กล่าวกันว่า ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนถูกพัฒนาขึ้นมาโดยบังเอิญในออสเตรเลีย ทั้งนี้เพราะวิศวกรบังเอิญปล่อยทิ้งสารอินทรีย์จำนวนมากเกินไปลงในบ่อบำบัดน้ำเสียแบบเขียว (facultative oxidation pond) จนทำให้ไม่มีออกซิเจนเหลืออยู่ในน้ำ แต่ก็ปรากฏว่ายังสามารถบำบัดน้ำเสียได้ โดยเหตุนี้วิศวกรจึงมีการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนด้วยเกณฑ์ออกแบบที่สูงกว่าบ่อเขียว เพื่อกำจัดออกซิเจนจากน้ำ บ่อแบบไร้ออกซิเจนมักเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ที่มีความลึก 3-4 เมตร และไม่มีฝาปิด น้ำเสียจะไหลเข้าไปในบ่อและถูกทิ้งไว้นานหลายวันจึงไหลออกจากบ่อน้ำทิ้ง จะใช้เวลาอยู่ในบ่อหมักนานประมาณ 10-30 วัน ในระหว่างที่น้ำทิ้งอยู่ในบ่อหมัก สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจะถูกจุลินทรีย์ย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้น้ำทิ้งมีค่าบีโอดีลดลง ระบบบ่อหมักเหมาะสำหรับ

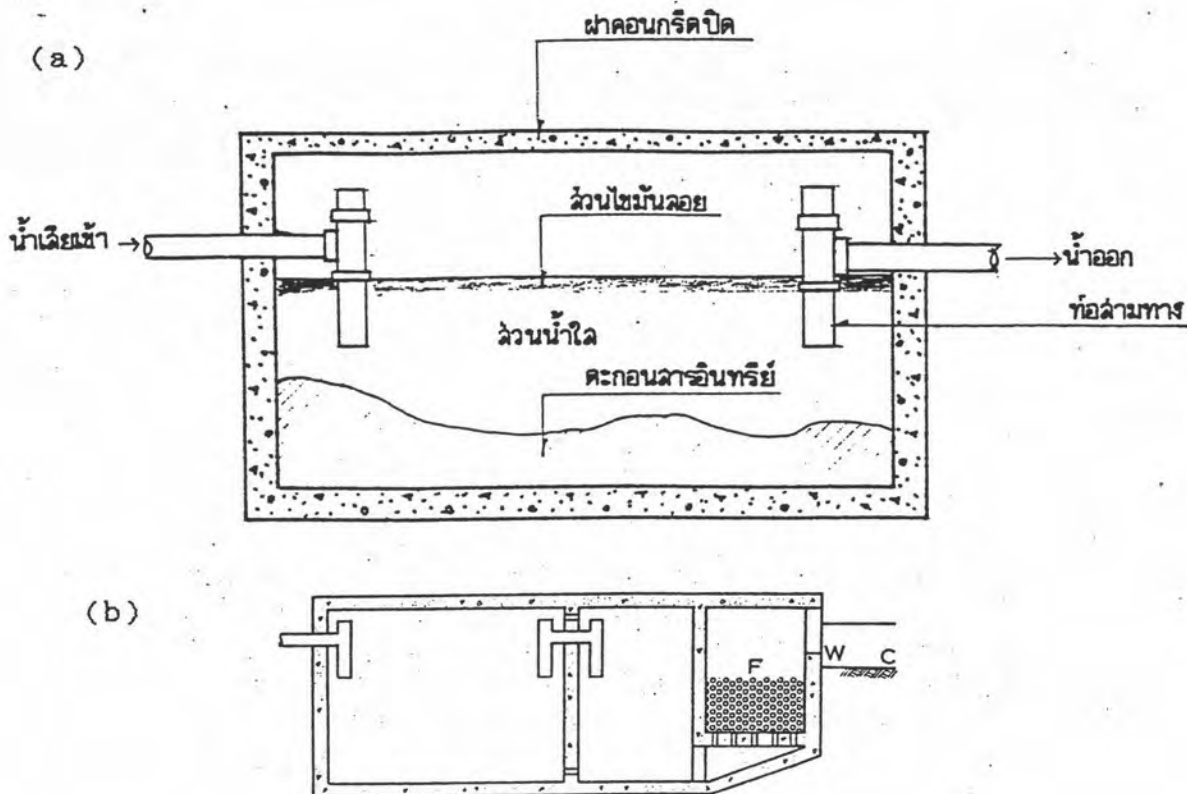
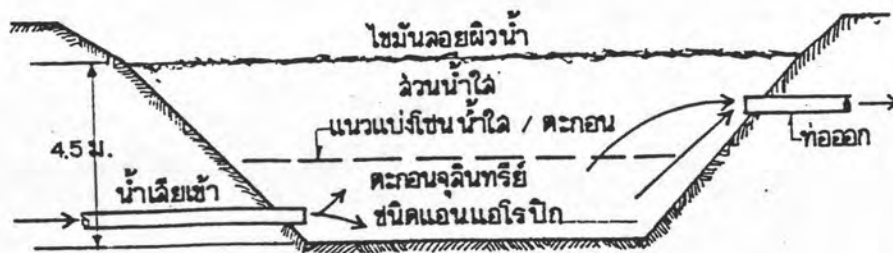


Figure Septic tank with upflow filter. F, filter; W, effluent weir; C, effluent channel

รูปที่ 2.1 บ่อเกรอะ (septic tank) (a) อนันต์ สหสกุล, 2531; (b) Raman, V., Chakladar, N., 1972)



รูปที่ 2.2 บ่อหมักไร้ออกซิเจนหรือบ่อเหม็น (anaerobic lagoon) (อนันต์ สหสกุล, 2531)

กำจัดน้ำทิ้งที่มีค่าบีโอดีสูง และเหมาะสมที่จะใช้ในภูมิประเทศที่ราคาที่ดินไม่สูงนัก

2.1.3 ถังหมักแบบธรรมดา (conventional anaerobic digester)

เป็นระบบที่ยู่ยากกว่าระบบ anaerobic lagoons คือ มีการใช้เครื่องกลเพิ่มขึ้น ระบบนี้อาจเป็นแบบอัตราต่ำ (low rate) ประกอบด้วยถังปฏิกริยาซึ่งเป็นถังคอนกรีตกลมมีฝาปิด เพื่อเก็บความร้อน กลิ่น แก๊ส และทำให้ภายในถังมีสภาพไร้ออกซิเจนอย่างแท้จริง บนผามีระบบแยกแก๊ส CH_4 และ CO_2 เพื่อนำไปเผาทั้งหรือนำไปทำเชื้อเพลิง (ดังรูปที่ 2.3) ระบบถังหมักธรรมดามี 2 แบบ คือ

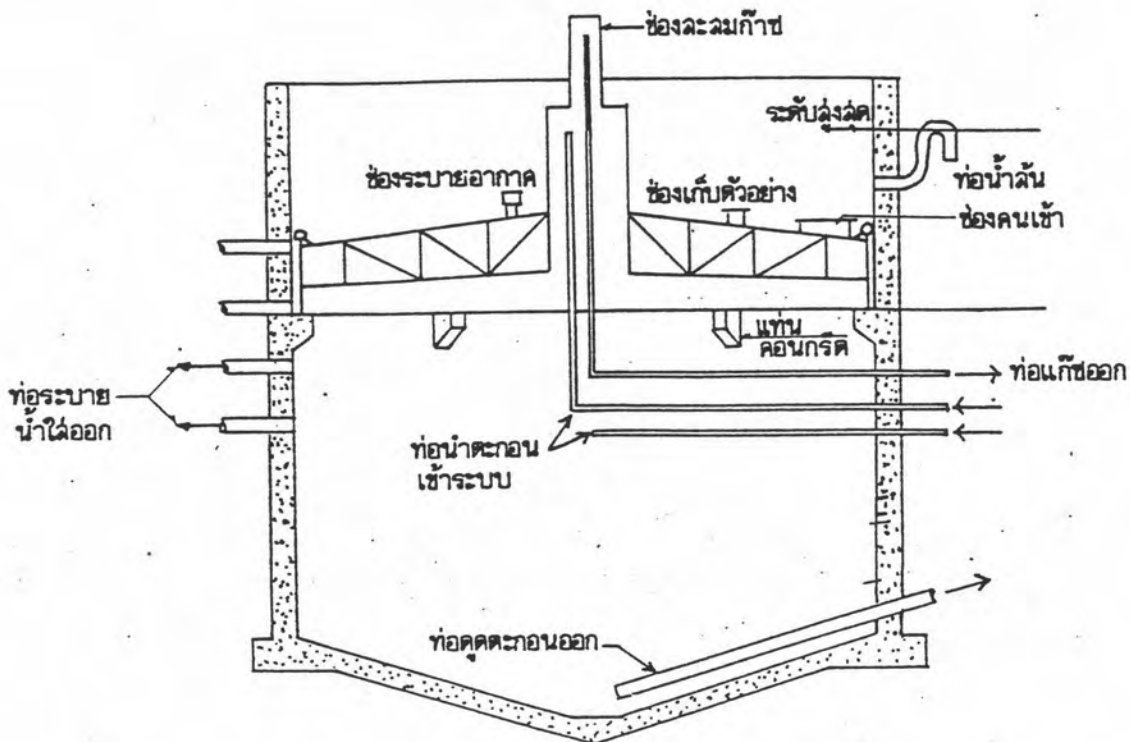
ก. ถังหมักชนิดอัตราจำกัดช้า (low rate anaerobic digester) ภายในถังไม่มีเครื่องกวน ทำให้มีตะกอนหนักจมลงก้นถัง ตะกอนเบาลอยอยู่ชั้นบน ชั้นตะกอนเบาจะหนาหลายฟุต ซึ่งเป็นการลดปริมาตรของถังย่อยสลาย และยังทำให้เกิดการลัดวงจร (short circuit) ได้ง่ายอีกด้วย (ดังรูปที่ 2.4)

ข. ถังหมักชนิดอัตราจำกัดเร็ว (high rate anaerobic digester) ภายในถังมีเครื่องกวนเพื่อให้เกิดการผสมอย่างทั่วถึง (completely mixed) (ดังรูปที่ 2.5) ในถังแบบนี้มีการลัดวงจรน้อยลง ทำให้ระยะเวลาที่เก็บน้ำทิ้งที่จำเป็นน้อยลง และประสิทธิภาพดีกว่าชนิดอัตราจำกัดช้า เนื่องจากจุลชีพสัมผัสกับของเสียได้ทั่วถึงยิ่งขึ้น แต่น้ำทิ้งที่ออกจากถังหมักชนิดนี้จำเป็นต้องมีการแยกตะกอนจุลชีพออกก่อน

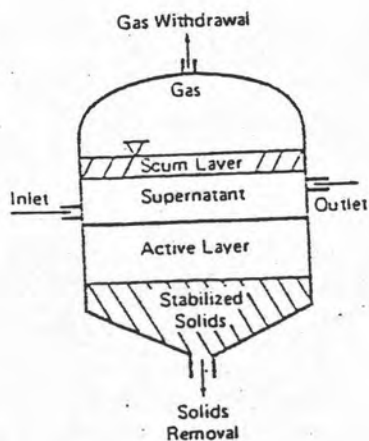
ระบบถังหมักธรรมดาทั้งสองแบบ มิได้นำตะกอนจุลชีพกลับมาใช้อีก เนื่องจากการเจริญเติบโตของจุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจนช้ามาก ดังนั้นจึงต้องการระยะเวลากักเก็บน้ำนานประมาณ 10-30 วัน

2.1.4 ระบบถังหมักแบบสัมผัส (anaerobic contact หรือ anaerobic activated sludge)

เป็นถังหมักที่ดัดแปลงมาจากถังหมักชนิดอัตราจำกัดเร็ว ได้พัฒนาโดย Schroeffer และผู้ร่วมงาน (1955) เพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารกระป๋อง หลักการทำงานของกระบวนการนี้ คล้ายกับระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (activated sludge) (ดังรูปที่ 2.6) โดยการติดตั้งถังตกตะกอนเพื่อแยกจุลชีพออกจากน้ำทิ้ง แล้วนำกลับไปเข้าถังหมักใหม่ ซึ่งทำให้ตะกอนจุลชีพในระบบมากขึ้น สามารถลดขนาดของถังปฏิกริยาได้มาก แต่เนื่องจากตะกอนจุลชีพในระบบถังหมักจะมีก๊าซเกาะติดอยู่ และพาตะกอนจุลชีพลอยขึ้น จึงต้องแยกก๊าซออกเสียก่อนที่จะทำการแยกตะกอนจุลชีพออกจากน้ำทิ้ง หรือใช้เครื่องมือกลในการแยกตะกอน ระบบนี้ใช้แพร่หลาย



รูปที่ 2.3 ถังหมักแบบธรรมดา (conventional anaerobic digester)
(อนันต์ สหสกุล, 2531)



รูปที่ 2.4 ถังหมักชนิดอัตราต่ำ (low rate anaerobic digester)
(Donald, W.S., Herbert, E.K., 1979)

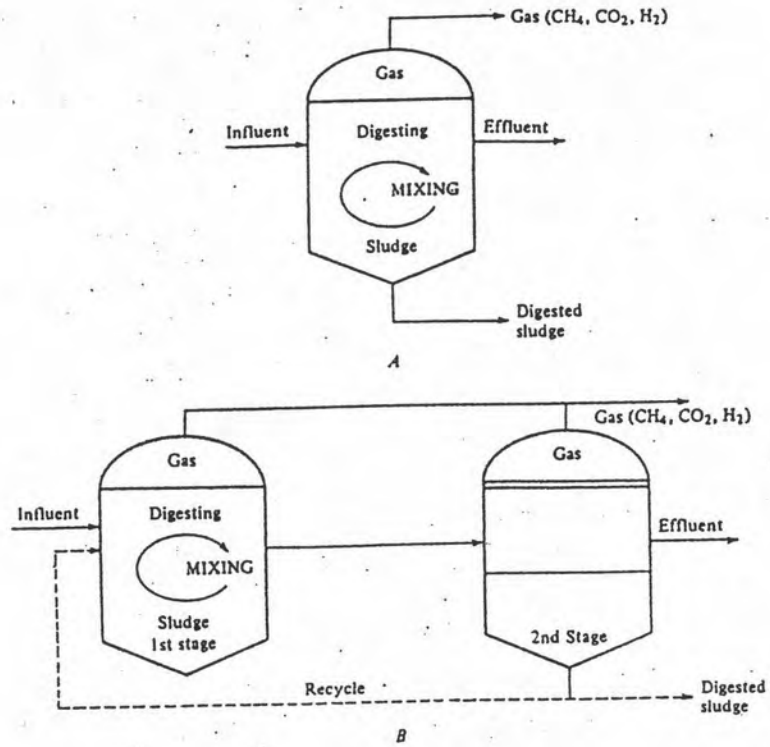


Figure 11-14 (A) Single-stage mixed anaerobic digester, generally heated. Mixing increases rate of digestion. The zone of actively digesting sludge occupies a larger portion of the tank volume than in an unmixed digester, but a second stage (B) is needed to separate the anaerobic mixed liquor.

รูปที่ 2.5 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดเร็ว (high rate anaerobic digester)

(Cassel, E.A. and Sawyer, C.N., 1959)

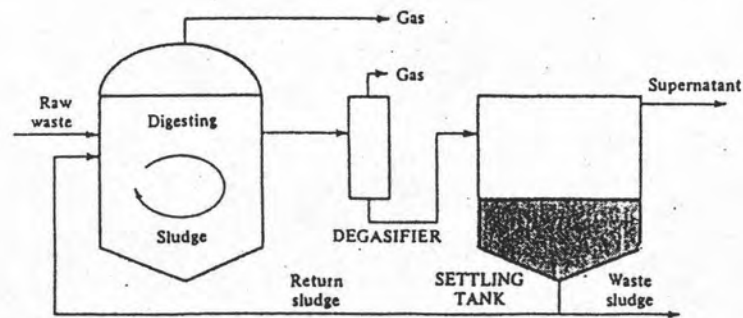


Figure 11-15 The anaerobic contact process, an anaerobic activated sludge process.

รูปที่ 2.6 ระบบถังหมักแบบสัมผัส (anaerobic contact)

(Schroepfer, G.J. and Zienke, N.R., 1959)

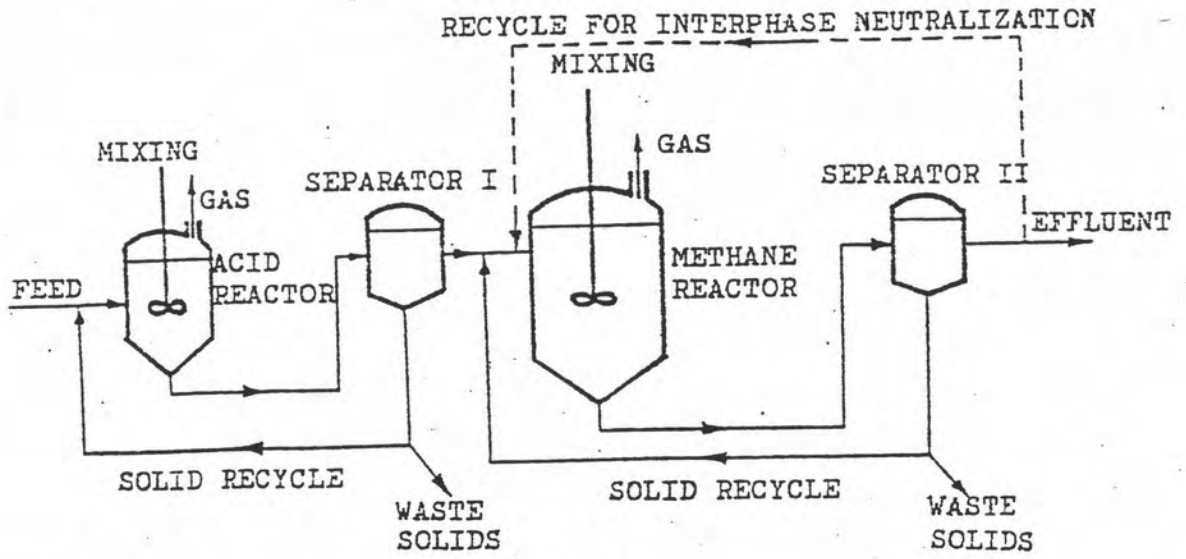
ในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ในทางปฏิบัติระดับของซีโอดีที่เหมาะสมจะใช้ถังหมักแบบนี้คือ 4,000-50,000 mg/L

2.1.5 ระบบถังหมักแบบสองเฟส (two Phase anaerobic digester)

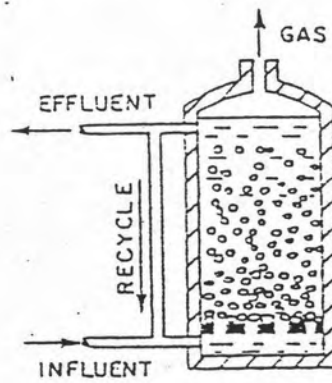
ในปัจจุบันวิศวกรบางคนกำลังศึกษาวิจัย และหาหลักการในการออกแบบถังหมักแบบแยกประเภท เพื่อให้แบคทีเรียสร้างกรดและสร้างมีเทน เติบโตอยู่ในถังคนละใบ ลักษณะเช่นนี้เชื่อว่า แบคทีเรียแต่ละชนิดจะทำงานได้เต็มที่ และเป็นการใช้ประโยชน์จากถังปฏิกริยาให้ได้เต็มที่ นอกจากนี้ยังทำให้การควบคุมการทำงานของถังหมักมีความสะดวกยิ่งขึ้น (รูปที่ 2.7) แสดงให้เห็นถึงส่วนประกอบของถังหมักแบบแยกประเภท ที่ใช้พีเอชเป็นตัวกำหนดและควบคุมแบคทีเรียในถังหมัก ถังใบแรกซึ่งมีพีเอชประมาณ 6 จะมีแต่แบคทีเรียประเภทสร้างกรด ส่วนใบที่ 2 ซึ่งมีพีเอชประมาณ 7 จะมีแบคทีเรียสร้างมีเทน การควบคุมพีเอชเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับถังใบแรกเท่านั้น ก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นในถังใบแรกจะถูกปล่อยทิ้งออกไปจากถัง เพื่อมิให้เกิดการสะสมตัวจนเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างกรด วิศวกรบางคนอาจมีวิธีอื่นในการควบคุมแบคทีเรียในถัง โดยไม่ต้องใช้พีเอช เช่น การควบคุมระดับ SRT เป็นต้น (ดังรูปที่ 2.7) Ghosh, S., et.al., (1975) ได้ทำการทดลองพบว่า สามารถลดถังปฏิกริยาลงได้ซึ่งจะลดค่าก่อสร้าง และก๊าซมีเทนจะเกิดมากกว่าและง่ายต่อการควบคุมสภาวะแวดล้อม แต่ต้องใช้ผู้ชำนาญงานควบคุมและต้องใช้เครื่องมือเพิ่มอีกมาก

2.1.6 ระบบ Anaerobic Fluidized Bed (AFB) และ Anaerobic Attached Film Expanded Bed (AAFEB)

ได้พัฒนามาจากระบบ fluidized bed และ attached film expanded bed แบบ aerobic ซึ่ง Leuschner, A.P., (1976) เป็นผู้ริเริ่มนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ต่ำ ในระบบนี้จะมีอนุภาคเฉื่อยที่มีน้ำหนัก เช่น ทราย เพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ โดยจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตบนผิวเม็ดอนุภาคเหล่านี้ ความหนาของฟิล์มจุลินทรีย์พวกับน้ำหนักของอนุภาคจะเป็นตัวต้านทานกระแสการไหลของน้ำเสียที่ไหลผ่านจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบน โดยมีการขยายตัวของชั้นอนุภาคให้ลอยตัวอยู่ได้โดยไม่หลุดออกจากระบบ หรือเกิดการอุดตันของระบบ แต่ต้องมีการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนตลอดเวลา ข้อแตกต่างระหว่างระบบ AFB และ AAFEB ก็คือ ในระบบ AFB จะมีการหมุนเวียนของน้ำเสียที่ไหลผ่านอนุภาคและปริมาตรการขยายตัวของชั้นอนุภาคในอัตราที่สูงกว่าระบบ AAFEB และขนาดเม็ดอนุภาคของระบบ AFB จะใช้ขนาดใหญ่มากกว่า คือประมาณ 400 ไมโครเมตร แต่ในระบบ AAFEB จะใช้เม็ดอนุภาคขนาด 20-



รูปที่ 2.7 ระบบถังหมักแบบสองเฟส (two-phase anaerobic digester)



รูปที่ 2.8 ระบบ AFB และ AAFEB

30 ไมโครเมตร ภายหลังปรากฏว่ามีการใช้เม็ดอนุภาคในระบบ AAFEB มีขนาดใหญ่ถึง 50-1000 ไมโครเมตร ซึ่งผิดไปจากขนาดที่เคสจคลิขสิทธิ์แต่เดิม (Jewell., W.J., 1980) ลักษณะของระบบดังแสดงในรูปที่ 2.8

2.1.7 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

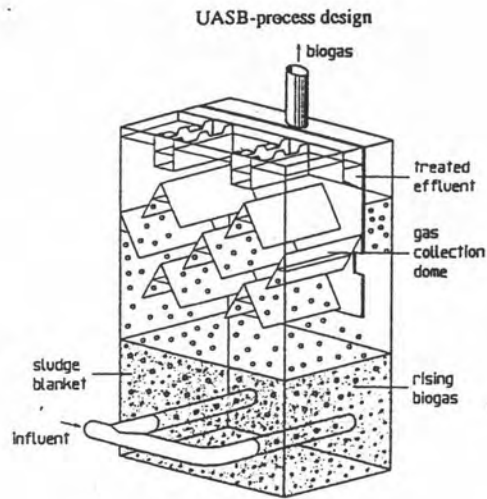
ประมาณปี ค.ศ. 1972 Dr. Lettinga ได้ทำการทดลองในห้องปฏิบัติการเพื่อศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนของน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลใน Holland การศึกษาครั้งแรกได้ใช้ถังกรองไร้ออกซิเจน ซึ่งภายหลังได้รับการพัฒนาขึ้นเรื่อย ๆ เป็นโรงงานกำจัดน้ำเสียที่มีชื่อว่า โรงปฏิกรณ์แบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket หรือเรียกย่อ ๆ ว่า UASB โดยน้ำเสียจะถูกปล่อยให้ไหลขึ้นอย่างช้า ๆ ผ่านชั้นของ flocculant bacteria ซึ่งจะเกิดขบวนการหมักของสารอินทรีย์และเปลี่ยนไปเป็นส่วนผสมของก๊าซ CO_2 และ CH_4 ที่ส่วนบนของถังปฏิกรณ์จะมีลักษณะเป็นถังตกตะกอนและช่องเก็บก๊าซ โดยมีหน้าที่แยกก๊าซและป้องกันการพัดพาของสารแขวนลอยออกจากระบบ (รูปที่ 2.9)

ขบวนการ UASB ได้ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อใช้กำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD ต่ำ และมีระยะเวลาพักน้ำ 3-4 ชั่วโมง ถังปฏิกรณ์แบบนี้สร้างขึ้นครั้งแรกมีขนาด $6 m^3$ สามารถรับออร์แกนิกโหลดถึง $14-40 kg COD/m^3-d$ อย่างน่าพอใจโดยใช้ระยะเวลาพักน้ำ 3-8 ชั่วโมง (Lettinga., et.al., 1981) ข้อดีของระบบนี้คือ เป็นถังปฏิกรณ์แบบง่าย ๆ และเสียค่าใช้จ่ายต่ำ ประโยชน์ที่จะได้รับขึ้นอยู่กับการพัฒนาเซลล์ในระบบให้มีรูปร่างเป็นเม็ดแบบเดียวกัน (uniquely grainy) มีการจมตัวดี (well settlement) มีคุณสมบัติในการอัดแน่นดี (thickening) และผลมกันได้อย่างทั่วถึง

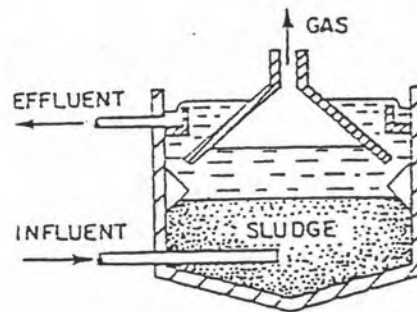
2.1.8 ระบบจานชีวหมุนแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic Rotating Biological Contactor) หรือ AnRBC

ได้เริ่มมีการทดลองโดย Tait และ Friedman (1980) โดยใช้น้ำบัติน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์พวกคาร์โบไฮเดรตเป็นองค์ประกอบหลัก เนื่องจากต้องการลดการใช้พลังงานในการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนในระบบ AFB และ AAFEB และนำข้อดีของระบบฟิล์มตรึง (fixed film) และจานชีวหมุน (RBC) มาใช้ในระบบไร้ออกซิเจน ลักษณะของระบบก็คล้ายคลึงกับระบบจานชีวหมุน เพียงแต่เป็นระบบปิดเพื่อมิให้สัมผัสอากาศจากภายนอก มีช่องระบายก๊าซออกทางตอนบน (ดังรูปที่ 2.10) ผลปรากฏว่าแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ดีบนผิวแผ่นจาน ระบบนี้สามารถรับออร์แกนิกและไฮโดรลิคโหลดที่สูงขึ้นทันทีได้ดี

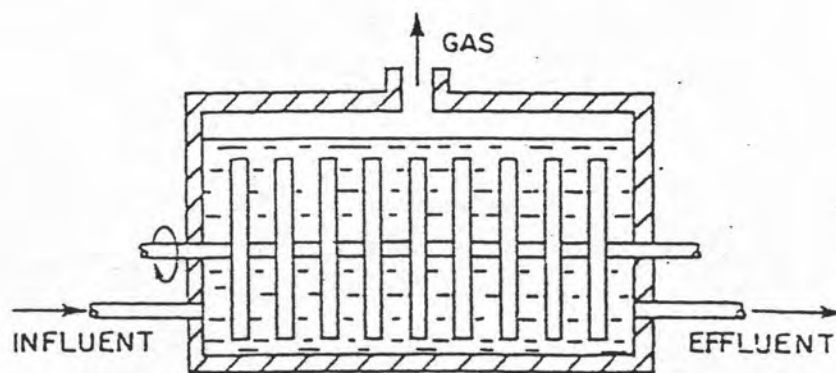
(a)



(b)



รูปที่ 2.9 ระบบ UASB (a) Lettinga, G., and Hulshoffpol, L.W., 1991;
 (b) Lettinga, et.al., 1981)



รูปที่ 2.10 ระบบจานหมุนแบบไร้ออกซิเจน (anaerobic rotating biological contactor) (Tait, S.J. and Friedman, A.A., 1980)

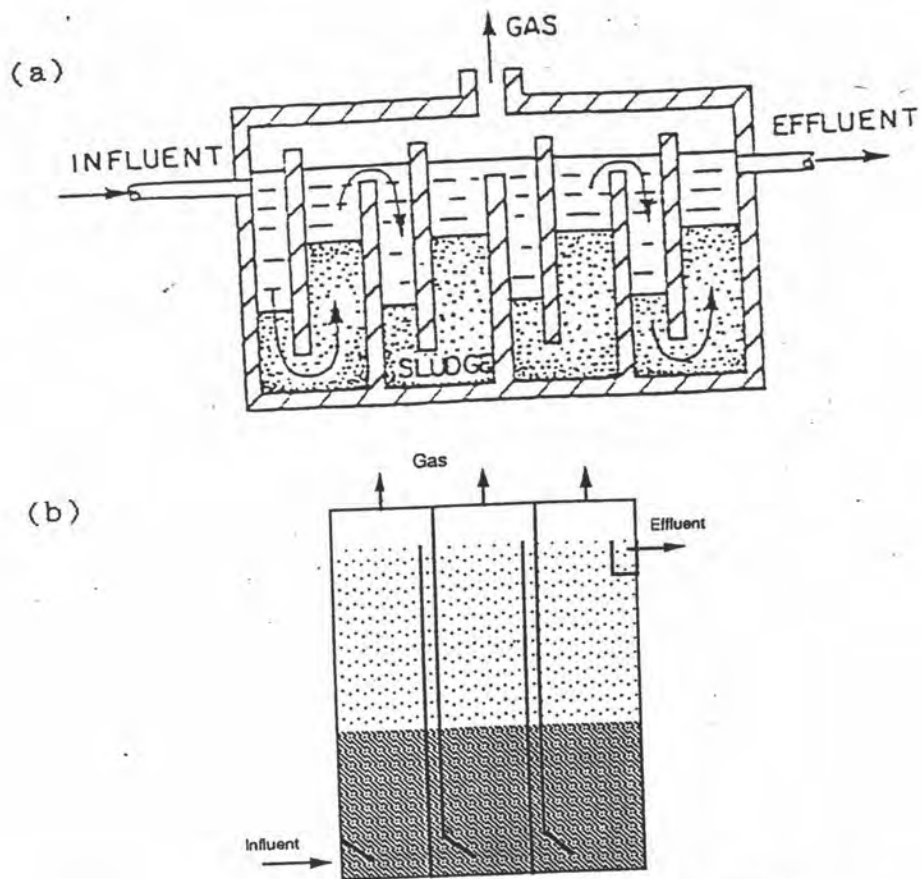
(Tait, S.J. and Friedman, A.A., 1980)

2.1.9 ระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน (Anaerobic Baffled Reactor) หรือ ABR

เริ่มมีการทดลองในห้องปฏิบัติการที่มหาวิทยาลัย Stanford โดย Bachmann และคณะ (1982) ลักษณะของระบบ (ดังรูปที่ 2.11) คือมีแผ่นกั้นเพื่อบังคับทิศทางการไหลของน้ำเสียในแนวดิ่งโดยมีการสัมผัสกับตะกอนจุลชีพ การที่มีพื้นที่ระหว่างน้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดมาก ทำให้ปัญหาเรื่องการแยกก๊าซถูกขจัดออกไป ซึ่งไม่จำเป็นต้องมีอุปกรณ์แยกก๊าซให้ยุ่งยากดังเช่นระบบ UASB ทิศทางการไหลขึ้นและลงจะช่วยลดการสูญเสียเซลล์ของจุลชีพ ซึ่งทำให้ลดปัญหาด้านคุณสมบัติในการตกตะกอนของมวลจุลชีพ ระบบ ABR เหมาะแก่การบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลายสามารถนำมาใช้โดยปราศจากการสลับตะกอนส่วนเกินออกได้เป็นระยะเวลานาน แต่ถ้าน้ำเสียมีพวกสารแขวนลอยเล็ก ๆ เช่นพวกแป้ง อาจทำให้เกิดความเงาของมวลจุลชีพได้

2.1.10 ระบบเครื่องกรองไร้อากาศ

ได้รับการพัฒนาขึ้นโดย Young และ McCarty (1964) การพัฒนานี้ตรงกับทฤษฎีที่ใช้ในภายหลังว่า ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักเก็บตะกอน (Solids Retention Time : SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด (Garrett, M.T., Sawger, C.N., 1952) และพบว่าการหลุดออกไป (wash out) ของมีเทนแบคทีเรียเมื่อมีค่าเวลากักเก็บตะกอนต่ำกว่า 4 วัน (Lawrence, A.W., and McCarty, P.L., 1968) ทำให้มีการพัฒนามาสู่ระบบนี้ โดยเน้นที่ระยะเวลาการกักเก็บตะกอนให้สูงขึ้นกว่าระบบอื่น ๆ ระบบนี้ประกอบด้วยถังทรงกระบอกมีฝาปิดที่ฝาปิดมีที่ระบายก๊าซ ภายในมีตัวกลางบรรจุอยู่ (ดังรูปที่ 2.12) โดยตัวกลางต้องจัดเรียงให้มีช่องว่างพอสมควรน้ำเสียไหลจากด้านบนลงสู่ด้านบนของถัง แบคทีเรียในถังกรองจะมีความเป็น 2 ลักษณะ คือ เกาะหลวม ๆ กับตัวกลางลักษณะหนึ่ง และอยู่ในช่องว่างระหว่างตัวกลางอีกลักษณะหนึ่ง เมื่อน้ำเสียไหลเข้าส่วนล่างของเครื่องกรองไร้อากาศ ก็จะสัมผัสกับแบคทีเรียที่ตกตะกอนอยู่ที่ก้นถัง ซึ่งจะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทำให้เกิดก๊าซต่าง ๆ ก๊าซเหล่านี้จะเกาะอยู่ตามแบคทีเรียทั้งก๊าซและความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้นในถังกรองไร้อากาศ จะพาตะกอนแบคทีเรียลอยขึ้นสู่ด้านบนของถัง ระหว่างที่น้ำเสียไหลขึ้นสู่ด้านบนนี้สารอินทรีย์ในน้ำเสียยังคงถูกย่อยสลายโดยตะกอนแบคทีเรียที่ถูกพาขึ้นมาและแบคทีเรียที่เกาะติดอยู่กับตัวกลางที่น้ำไหลผ่าน การไหลขึ้นของตะกอนแบคทีเรีย ทำให้แบคทีเรียกระทบกับตัวกลาง ก๊าซที่เกาะติดจึงหลุดออก และตะกอนแบคทีเรียจะเกิดการรวมตัวกันทำให้มีขนาดและน้ำหนักมากขึ้น ตะกอนจึงตกลงมายังส่วนล่างของถัง เป็นการนำตะกอนแบคทีเรียกลับมาใช้ในระบบอีก ตะกอนบางส่วนจะติดออกมากับน้ำที่ออกจากเครื่องกรอง



Schematic of a three-chamber Anaerobic Baffled Reactor

รูปที่ 2.11 ระบบแผ่นกั้นไร้ออกซิเจน (anaerobic baffled reactor)

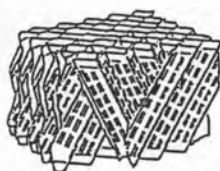
(a) Bachmann, A., Beard, V.L. and McCarty, P.L., 1982

(b) Tilche, A. and Vieira, S.M.M., 1991

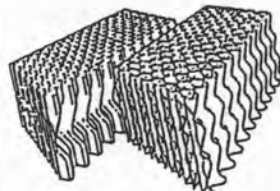


Figure. PVC filter medium, 'Flocor RC' [Courtesy of ICI Pollution Control Systems]

(b)



CROSSFLOW



TUBULAR



PALL RINGS

Schematic diagrams of media for anaerobic filters.

รูปที่ 2.12 ตัวกรองพลาสติก (a) Mara, D. D., 1978; (b) Young, J.C., 1991

ไร้อากาศ ซึ่งเป็นตะกอนแบคทีเรียที่ระบบต้องสูญเสียไปนอกจากนี้ตัวกลางยังทำหน้าที่กระจายการไหลของน้ำเสียทำให้น้ำเสียได้สัมผัสกับตะกอนแบคทีเรียอย่างทั่วถึง โดยไม่เกิดการลัดวงจร แม้จะไม่มีกรวนในระบบก็ตาม (ดังรูปที่ 2.13)

ระบบ anaerobic filter ยังไม่เป็นที่แพร่หลายกันนักในต่างประเทศที่มีอากาศหนาว ทั้งนี้เพราะน้ำเสียที่มีค่า BOD ต่ำกว่า 10,000 mg/L ทำให้แก๊สมีเทนที่ได้จะมีปริมาณไม่มากพอที่จะใช้เป็นเชื้อเพลิงและอากาศหนาวจะมีผลกระทบต่ออุณหภูมิของน้ำเสียได้ (Zeikus, J.G., et.al., 1981) จึงทำให้ค่าใช้จ่ายในการกำจัดสูงกว่าวิธีการกำจัดแบบใช้ออกซิเจน เช่นระบบ activated sludge แต่สำหรับในประเทศไทยจะไม่มีปัญหาเรื่องการเพิ่มอุณหภูมิของน้ำเสีย ระบบกำจัดแบบ anaerobic filter จึงน่าจะเป็่วิธีที่เหมาะสมและประหยัดที่สุด (Raman, V. and Chakladar, N., 1972) ในระบบนี้ประสิทธิภาพในการกำจัดจะมีค่าสูงสุดทางตอนล่างของถังกรอง และจะมีตะกอนแบคทีเรียมากที่สุดบริเวณนี้ ส่วนบนของถังจะช่วยทำให้น้ำทิ้งใสขึ้น เนื่องจากการสลายตัวของแบคทีเรียเพราะขาดอาหาร ความสูงของถังจึงไม่ควรน้อยกว่า 1.20 เมตร

2.2 แผงเตอรืที่มีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

จากงานวิจัยต่าง ๆ ส่วนนี้ให้เห็นว่า เครื่องกรองไร้ออกซิเจนสามารถทำงานได้ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ที่สูงกว่าระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนอื่น ๆ ทั้งนี้เนื่องจากมันมีค่า SRT ที่ยาวนาน ดังนั้นประสิทธิภาพของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนจึงขึ้นอยู่กับค่า SRT และแผงเตอรืต่าง ๆ ซึ่งจะกล่าวต่อไป

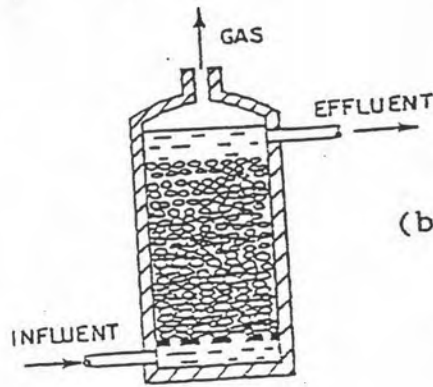
2.2.1 ระยะเวลาที่ตะกอน (SRT)

งานวิจัยหลายชิ้นได้เสนอแนวความคิดในการหาค่า SRT ที่เหมาะสมต่อระบบการทำงาน ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน เช่น

Mueller & Macini (1975) ได้นำเสนอผลการวิจัยของ Young & McCarty และ Pulmer เสนอเป็นกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง SRT และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ดังรูปที่ 2.14)

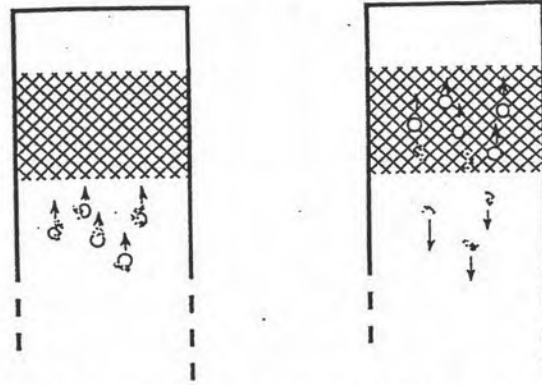
จากรูปพบว่า เมื่อ SRT มีค่าต่ำกว่า 100 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี จะลดลงอย่างรวดเร็ว Mueller & Mancini จึงสรุปว่า SRT ที่เหมาะสมในการทำงานของ

(a)



(b)

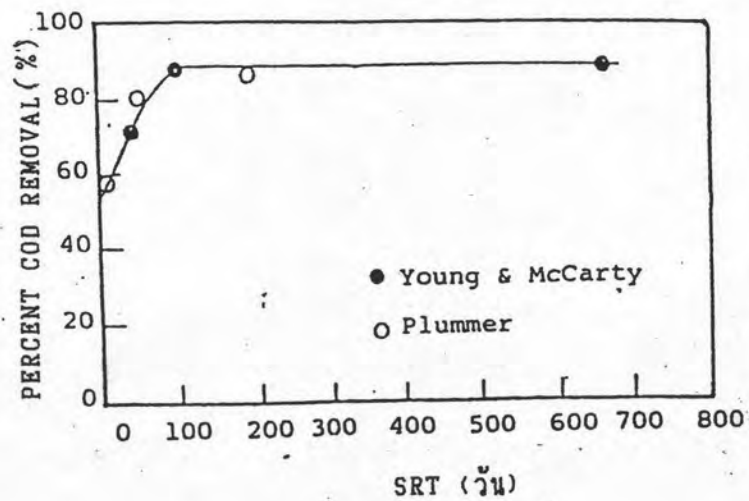
Discussion report on reactor design



Visual model of the Gas/Solid separation effect of the filter in a Hybrid Reactor

รูปที่ 2.13 ระบบเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (anaerobic filter)

(a) Young, J.C., 1969; (b) Tilche, A. and Vieira, S.M.M., 1991



รูปที่ 2.14 ความสัมพันธ์ระหว่าง SRT และประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (Mueller, J.A. and Mancini, J.L., 1975)

เครื่องกรองไร้ออกซิเจนไม่ควรต่ำกว่า 100 วัน ทั้งนี้เนื่องมาจากสาเหตุที่มีเทนแบคทีเรียมีอัตราการเจริญเติบโตที่ช้า

2.2.2 ระยะเวลาพักน้ำ (HRT)

HRT เป็นตัวแปรอีกตัวที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน Mueller & Mancini (1977) ได้รวบรวมผลการวิจัยของระบบเครื่องกรองไร้ออกซิเจนที่ผ่านมาในอดีต และได้เสนอกราฟซึ่งแสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ของค่า HRT ต่อประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี (ดังรูปที่ 2.15) Young & McCarty (1969) ได้เสนอสมการที่จะทำนายประสิทธิภาพในการกำจัด BOD_u ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนดังสมการข้างล่าง

$$\%E = 100(1 - 1.8/T) \quad (2.1)$$

T = ระยะเวลาพักน้ำหรือค่า HRT (hr.) คัดจากปริมาตรช่องว่างในเครื่องกรอง

E = ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสีย (%)

สมการที่เสนอนี้ มีขีดจำกัดในการใช้คือ สามารถใช้กับเครื่องกรองที่มีความสูงไม่เกิน 6 ฟุต

การลดค่า HRT ของเครื่องกรองลงจะทำให้แบคทีเรียมีเวลาสัมผัสน้ำเสียได้น้อยลง ซึ่งอาจมีผลคือ ทำให้ลดขนาดของถังกรองลงได้ แต่ถ้าหากเครื่องกรองทำงานในสภาวะที่ค่า HRT ต่ำเกินไป ก็จะมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้มาก ซึ่งมีผลให้ค่า SRT ลดลง และทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ลดลงด้วย

2.2.3 ลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่นำมาใช้กับถังกรองไร้ออกซิเจนควรมีสสมบัติดังนี้

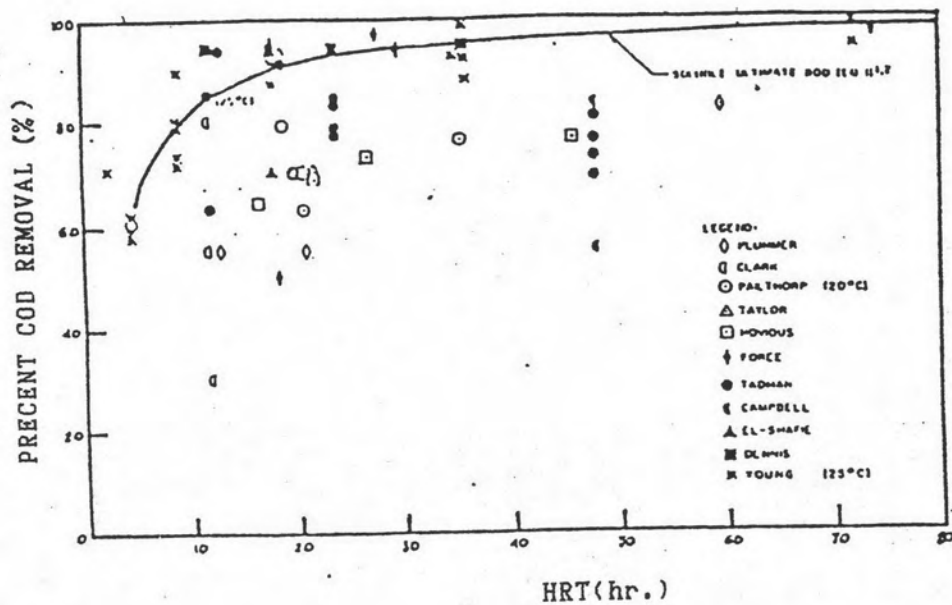
1. มีอาหารเสริมที่เพียงพอต่อจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน คือมีค่า COD : N : P ไม่น้อยกว่า 100 : 1.1 : 0.2 (McCarty, P.L., 1964)

2. ปราศจากสารเป็นพิษ และสารยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย หรืออาจยอมให้มีได้แต่ไม่มากเกินไปจนข้อกำหนดที่จะก่อให้เกิดอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ

3. มีปริมาณสารแขวนลอยต่ำ ทั้งนี้เพื่อขจัดปัญหาการอุดตันของระบบ

2.2.4 ชนิดและสมบัติของตัวกลางในเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

ตัวกลางที่บรรจุภายในเครื่องกรองไร้ออกซิเจน จะทำหน้าที่ในการกักเซลล์มิให้หลุดออกไปจากระบบ และยังเป็นที่ยึดเกาะของแบคทีเรีย ซึ่งเป็นผลให้ปริมาณเซลล์ภายในเครื่องกรองอยู่ในระบบได้นาน (SRT สูง) สิ่งเหล่านี้มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสีย



รูปที่ 2.15 ผลของ HRT ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (Mueller, J.A. et, al, 1977)

ปัจจุบันตัวกลางที่นำมาใช้กับเครื่องกรองไร้ออกซิเจนอาจได้มาจากธรรมชาติเช่น หินกรวด หรืออาจทำขึ้นจากวัสดุสังเคราะห์ เช่น พลาสติก การที่จะเลือกชนิดของตัวกลางย่อมต้องคำนึงถึงประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสีย และความประหยัดด้านค่าใช้จ่ายของระบบฯ งานวิจัยหลายชิ้นได้ค้นคว้าศึกษาคุณลักษณะของตัวกลางซึ่งพอที่จะสรุปได้ว่า ตัวกลางที่มีประสิทธิภาพดีจะต้องมีพื้นที่ผิวมากและมีค่าความพรุนสูง ทั้งนี้เพราะการที่มีพื้นที่ผิวมากจะทำให้แบคทีเรียมีโอกาสยึดเกาะได้มาก และการที่มีความพรุนสูงก็เพื่อจะลดปัญหาการอุดตัน การเกิดการไหลลัดวงจร (short circuit) และปัญหาด้านไฮดรอลิก (hydraulic) จากผลของการใช้ตัวกลางชนิดเดียวกันแต่มีขนาดต่างกัน เช่น การใช้หินขนาด 1" - 1.25" กับหินขนาด 1.75" - 2.5" กำจัดน้ำเสียชนิดเดียวกัน และตัวกลางทั้งสองมีความพรุนประมาณ 43-46% จะพบว่าตัวกลางที่มีขนาดเล็กกว่าจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียได้สูงกว่า จากการศึกษาและการค้นคว้าเกี่ยวกับคุณสมบัติของตัวกลางได้แนะนำขนาดของหินกรวด ควอตซ์ (quartzite) ที่จะนำมาเป็นตัวกลางของถังกรองชนิดนี้ควรมีขนาด 25-38 mm. (Khalique A.Khan, et.al., 1982) ซึ่งจะให้ค่าความพรุน 42-47% และมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตร $140 \text{ m}^2/\text{m}^3$ และถ้าใช้ตัวกลางพวก activated carbon ขนาด 0.82-2 mm จะให้ค่าความพรุนเท่ากัน แต่พื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูงถึง $3,700 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ในทำนองเดียวกันถ้าต้องการค่าความพรุนสูงมากประมาณ 85-90% ตัวกลางประเภทพลาสติกก็จะถูกนำมาใช้ นอกจากนี้ยังมีการใช้ตัวกลางพวกสารอินทรีย์ เช่น ซังข้าวโพด (โรมรัน ศรีสัมฤทธิ์, 2525) ซึ่งให้ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งได้สูง แต่อายุการใช้งานของตัวกลางชนิดนี้ไม่ยาวนาน เนื่องจากตัวกลางชนิดนี้จะถูกใช้เป็นแหล่งอาหารของพวกแบคทีเรียที่ยึดเกาะอยู่

จะเห็นได้ว่าตัวกลางมีบทบาทสำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสีย และมีผลต่อค่าใช้จ่ายของระบบฯ เช่น การใช้หินกรวดเป็นตัวกลางจะมีผลต่อการออกแบบฐานรากในการที่จะรับน้ำหนักตัวมัน การใช้ตัวกลางพวกพลาสติกอาจจัดปัญหาฐานรากแต่ตัวมันเองมีราคาสูงมาก

2.2.5 ลักษณะการวางชั้นตัวกลาง

เนื่องจากตัวกลางในถังกรองไร้ออกซิเจนทำหน้าที่เสมือนอุปกรณ์ในการกักเก็บตะกอนเซลล์ให้อยู่ภายในระบบฯ การศึกษาลักษณะการวางตัวของชั้นตัวกลางจะให้ข้อมูลนำไปสู่การพัฒนาาระบบให้ดีขึ้นทั้งทางด้านกำจัดน้ำเสีย และการลดต้นทุนของระบบฯ ความเข้าใจเกี่ยวกับกลไกของระบบและอิทธิพลหน้าที่ของแบคทีเรียที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของถังกรองจะเป็นพื้นฐานในการเลือกตำแหน่งชั้นตัวกลางในลักษณะที่ให้ผลประโยชน์สูงสุด จากข้อสมมุติฐานของ

งานวิจัยที่ผ่านมา ที่ตำแหน่งความสูงต่าง ๆ ของถังกรองจะมีหน้าที่การทำงานต่างกัน เช่น ทางตอนล่างของถังกรองจะพบกิจกรรมของแบคทีเรียมีมาก ณ บริเวณนี้ประสิทธิภาพการลดค่าซีโอติจะเกิดขึ้นมาก ส่วนตอนบนของถังกรองจะมีหน้าที่ในการกักเซลล์ให้อยู่ในระบบ

ปัจจุบันได้มีงานวิจัยการลดความสูงของชั้นตัวกลางทั้งในและต่างประเทศ (เจษฎา ศรีศึก, 2527; Lettinga., et.al., 1981) เช่นการศึกษาการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนแบบ UASB ในประเทศเนเธอร์แลนด์ ระบบนี้จะไม่มีตัวกลางบรรจุอยู่ในถังปฏิกรณ์ แต่จะมีตะกอนเซลล์เกาะรวมตัวกันเป็นชั้น ๆ ภายในถัง สำหรับในประเทศไทยได้มีการวิจัยการลดชั้นความสูงของตัวกลางภายในเครื่องกรองไร้ออกซิเจนโดยใช้ตัวกลางพลาสติก (เจษฎา ศรีศึก, 2527) ผลปรากฏว่าตัวกลางสามารถลดค่าซีโอติได้ดีพอสมควรและยังเปิดเผยมถึงการลดชั้นตัวกลางในลักษณะครึ่งถึงลอย จะให้ผลดีกว่าการวางตัวกลางในลักษณะครึ่งถึงจม (เรืองชัย เจียภภาพร, 2528)

2.2.6 ความสูงของถังกรอง

โดยทั่วไปความสูงของถังกรองจะอยู่ในช่วง 1 - 1.8 เมตร ความสูงของถังกรองที่น้อยกว่าอาจมีโอกาสทำให้น้ำทิ้งมีการไหลลัดวงจรได้ง่าย (short circuit) ส่วนความสูงที่มากกว่า 1.80 เมตร คูเหมือนจะเป็นการสิ้นเปลืองมากกว่าเมื่อเทียบกับประสิทธิภาพที่ได้เพิ่มขึ้นจากเดิม ทั้งนี้เพราะจากงานวิจัยต่าง ๆ (ไกรสร อุมรัตน์, 2521; เจษฎา ศรีศึก, 2527; พรพจน์ วรรณสุต, 2525) ล้วนชี้ให้เห็นว่า กิจกรรมของแบคทีเรียส่วนใหญ่เกิดทางตอนล่างที่บริเวณ 0.30 เมตร จากก้นถังกรอง แต่อย่างไรก็ตาม การเพิ่มความสูงของถังกรองจะต้องสัมพันธ์กับพื้นที่หน้าตัดและการกักน้ำ (HRT) ทั้งนี้เพื่อที่จะให้แบคทีเรียมีเวลาอยู่ในถังกรองได้นาน

2.3 ทฤษฎีจุลชีวะและชีวเคมีของกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน

2.3.1 จุลชีวะและชีวเคมีของกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน

การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลชีพในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน มีลักษณะที่แตกต่างจากกระบวนการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนคือ ไม่มีออกซิเจนอิสระซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนเข้ามาเกี่ยวข้อง ปฏิกิริยาชีวเคมีของการหมักเป็นปฏิกิริยาที่สารอินทรีย์ถูกเปลี่ยนโดยจุลชีพให้เป็นก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่น ๆ อีกเล็กน้อย โดยมีลักษณะเป็นขั้นตอนที่ค่อนข้างซับซ้อน แม้ว่าความรู้พื้นฐานทางชีวเคมี และความสัมพันธ์ร่วมกันระหว่างจุลชีพต่าง ๆ

ในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนได้ถูกค้นพบเมื่อไม่นานมานี้ ซึ่งทำให้เราเข้าใจกลไกของระบบเพิ่มมากขึ้น แต่ยังคงมีข้อที่น่าสงสัยเกิดอีกหลายประการที่นักจุลชีววิทยาไม่สามารถอธิบายได้ ทำให้ต้องมีการศึกษาค้นคว้าวิจัยจนปัจจุบัน รูปที่ 2.16(a)

การย่อยสลายสารอินทรีย์โดยกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน แบ่งออกเป็นขั้นตอนใหญ่ ๆ ได้ 3 ขั้นตอน (Pfeffer, J.T., 1979)

2.3.1.1 ขั้นตอนการย่อยสลายนอกเซลล์ (hydrolysis)

2.3.1.2 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด (acid formation หรือ non-methanogenic phase)

2.3.1.3 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน (methane formation หรือ methanogenic phase)

ทั้งสามขั้นตอนเราจะแบ่งแยกที่เรียกลำคัญออกได้เป็น 4 ประเภท (ดังรูป 2.16 (b) และตารางที่ 2.1) คือ

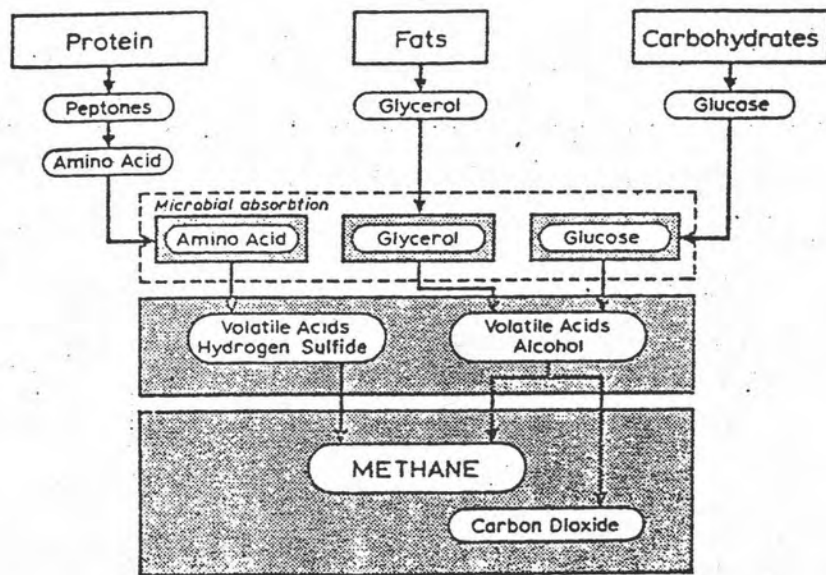
1. acid forming bacteria
2. acetogenic bacteria
3. acetoclastic methane bacteria
4. H_2 -utilizing methane bacteria

2.3.1.1 การย่อยสลายภายนอกเซลล์ โดยวิธีไฮโดรไลซิส (hydrolysis)

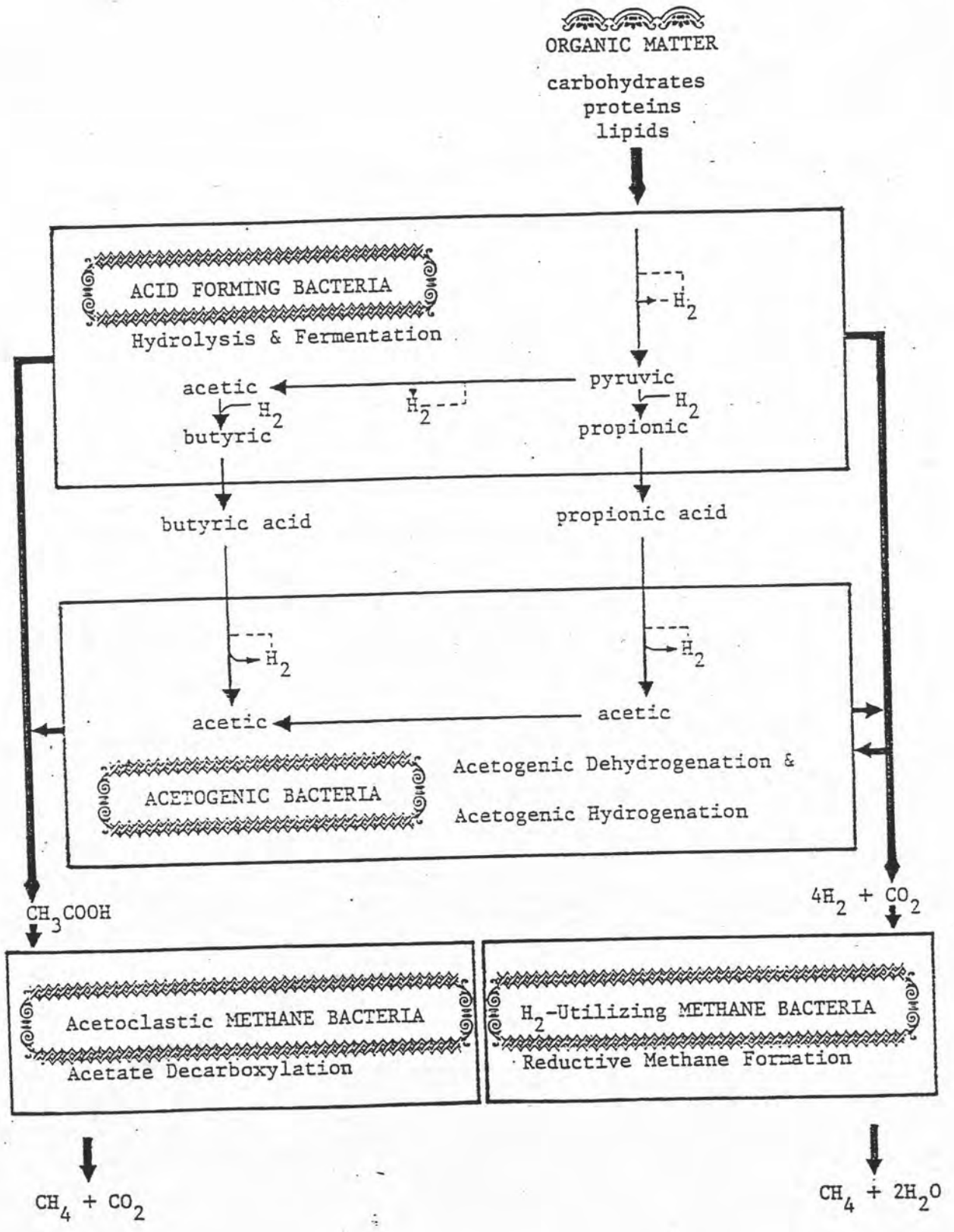
ไฮโดรไลซิสเป็นการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน ซึ่งมีโมเลกุลใหญ่ ให้มีขนาดเล็กลง แบคทีเรียพวกแซพโรไฟติก (saprophytic bacteria) จัดเป็นพวกเฟอร์เมนเตทีฟแบคทีเรีย (fermentative bacteria) จะปล่อยน้ำย่อยออกจากเซลล์ (extracellular enzyme) ตามชนิดของสารอินทรีย์ และย่อยสลายสารอินทรีย์ให้มีโมเลกุลเล็กลง โดยโปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน จะถูกย่อยสลายเป็นกรดอะมิโน กลูโคส และกรีเซอรอล ตามลำดับ (Bryant, M.P., 1979)

2.3.1.2 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด

ขั้นตอนนี้แบคทีเรียจะดูดซึมสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กเข้าสู่เซลล์ย่อยสลาย ได้กรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ และมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว เรียกว่ากรดโวลาทิล (volatile acids) เกิดแอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ พร้อมทั้งสร้างเซลล์ใหม่ด้วย



รูปที่ 2.16(a) กระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน (Zajic, J.W., 1971)



รูปที่ 2.16(b) กระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน (Mosey, F.E., 1984)

ในขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดนี้ เป็นการย่อยสลายของจุลินทรีย์หลายประเภท แต่ที่สำคัญเป็นแบคทีเรีย 2 ประเภทคือ

1. acid forming bacteria
2. acetogenic bacteria

โดยทั่วไปพบว่า แบคทีเรียทั้ง 2 ประเภท ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียที่ดำรงชีวิตในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนเลย (obligate anaerobic bacteria) มีส่วนน้อยมากที่เป็นแบคทีเรียที่ดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน (facultative anaerobic bacteria) (Kirsh, E.J., 1969; Toerien, D.F., et.al., 1967) ตารางที่ 2.2 แสดงถึงชนิดของแบคทีเรียบางส่วนที่พบในขั้นตอนของการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด และปริมาณผลผลิตจากการย่อยสลาย

การย่อยสลายกรดอะมิโน กลูโคส และกลีเซอรอลของแบคทีเรีย ส่วนใหญ่ต้องเปลี่ยนเป็นกรดไพรูวิก (pyruvic acid) ก่อนเสมอ แล้วกรดไพรูวิกจึงถูกย่อยสลายได้กรดอะซิติก และกรดที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำอื่น ๆ นอกนั้นเป็นแอลกอฮอล์ และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

ตัวอย่างเช่น การย่อยสลายกลูโคสโดยผ่านขบวนการย่อยสลายที่เรียกว่า วิธีทางไกลโคลิซิส (embden-meyerhof-parnas pathway of glycolysis) (ดังรูปที่ 2.17) ซึ่งให้ intermediate products เป็นกรดไพรูวิก และให้ end products เป็นเอทานอล (เมื่อเป็นขบวนการไกลโคลิซิสเกิดจากยีสต์) และ/หรือกรดอะซิติก (เมื่อขบวนการไกลโคลิซิสเกิดจากแบคทีเรีย)

การย่อยสลายที่ไม่ผ่านกรดไพรูวิกก็มีบ้าง ดังเช่น หนึ่งโมเลกุลของกลูโคสแตกตัว (split) ภายใต้ออกซิเจน ได้ 2 โมเลกุลของกรดอะซิติก (Jeris, J.S. and McCarty, P.L., 1962) หรือกรดอะซิติกสามารถเกิดได้จากการรวมตัวของคาร์บอนไดออกไซด์กับไฮโดรเจน ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดชื่อ Clostridium acetium หรือกรดไขมันที่มีขนาดใหญ่ (long chain fatty acids) จะมีการย่อยสลายแบบ beta oxidation (ดังรูปที่ 2.18)

แบคทีเรียที่ย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กให้เป็นกรดไพรูวิก คือ แบคทีเรียที่สร้างกรด (acid forming bacteria) ต่อจากนั้นกรดไพรูวิกก็จะถูกย่อยสลายต่อไปเป็นกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่กว่ากรดอะซิติกเช่น กรดโพรปิโอนิก (propionic acid) หรือกรดบิวทิริก (butyric acid) หรืออาจจะได้กรดอะซิติกเลยก็ได้

ตารางที่ 2.1 ลักษณะสรีระของแบคทีเรีย 4 กลุ่ม ในระบบเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (Zeikus, J.G., 1979)

Physiological characteristics of bacteria representative of the four major trophic groups in anaerobic digestion

Organism	Trophic group	Nutrition ^a	Catabolic substrates ^b	Doubling time ^c (h)	Fermentation products ^d
<i>Clostridium thermocellum</i> 'S organism'	Hydrolytic bacteria	Heterotroph +	Cellulose Cellobiose	7 2	H ₂ /CO ₂ , ethanol Acetic, lactic
	H ₂ -producing acetogenic bacteria	Heterotroph +	Pyruvate Ethanol	— —	H ₂ /CO ₂ , ethanol, acetic 'H ₂ ', acetic
<i>Acetobacterium woodii</i>	Homoacetogenic bacteria	Mixotroph +	Fructose, lactic H ₂ /CO ₂	6 24	Acetic Acetic
<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	Methanogenic bacteria	Autotroph —	H ₂ /CO ₂ CO	2-4 30	CH ₄ , CO ₂
<i>Methanosarcina barkeri</i>	Methanogenic bacteria	Mixotroph —	H ₂ /CO ₂ , CH ₃ OH CH ₃ NH ₂ CH ₃ COOH	10-12 — >24	CH ₄ , CO ₂

^a (+), Growth factors required; (-), no growth factors required.

^b Substrates shown are not the exclusive energy sources metabolized by individual species.

^c Apparent doubling time under optimal growth conditions.

^d Represents major end products.

ตารางที่ 2.2 ชนิดของแบคทีเรียในขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดและปริมาณผลผลิตจากการย่อยสลาย (Gaudy, Anthony F. Jr. and Elizabeth T. Gaudy, 1981)

Products formed in fermentation of glucose by microorganisms

Millimoles of product per 100 mmol of glucose fermented by organism

Products	Yeast ¹	<i>Streptococcus faecalis</i> ²	<i>Escherichia coli</i> ³	<i>Aerobacter indologenes</i> ⁴	<i>Propionibacterium arabinosum</i> ⁵	<i>Butyrbacterium relligen</i> ⁶	<i>Clostridium butylicum</i> ⁷	<i>Clostridium acetabutylicum</i> ⁸
Butyric acid	0.21	—	—	—	—	29	17.2	4.3
Lactic acid	1.37	146	79.5	2.9	—	107	—	—
Acetic acid	15.1	18.8	36.5	0.47	10.0	88	17.2	14.2
Formic acid	0.49	33.6	2.43	17.0	—	—	—	—
Succinic acid	0.68	—	10.7	—	7.8	—	—	—
Butanol	—	—	—	—	—	—	58.6	56
Ethanol	129.9	14.6	49.8	69.5	—	—	—	7.2
Acetone	—	—	—	—	—	—	—	22.4
Isopropanol	—	—	—	—	—	—	12.1	—
Carbon dioxide	148.5	—	88.0	172.0	63.6	48	203.5	221
Hydrogen	—	—	75.0	35.4	—	74	77.6	135
2,3-Butanediol	0.68	—	0.3	66.4	—	—	—	—
Glycerol	32.3	—	1.42	—	—	—	—	—
Acetoin	0.19	—	0.059	—	—	—	—	6.4
Propionic acid	—	—	—	—	148.8	—	—	—

¹ A. C. Neish and A. C. Blackwood. 1951. *Can. J. Technol.* 29: 123.

² T. B. Platt and E. M. Foster. 1958. *J. Bacteriol.* 75: 453.

³ J. L. Stokes. 1949. *J. Bacteriol.* 57: 147.

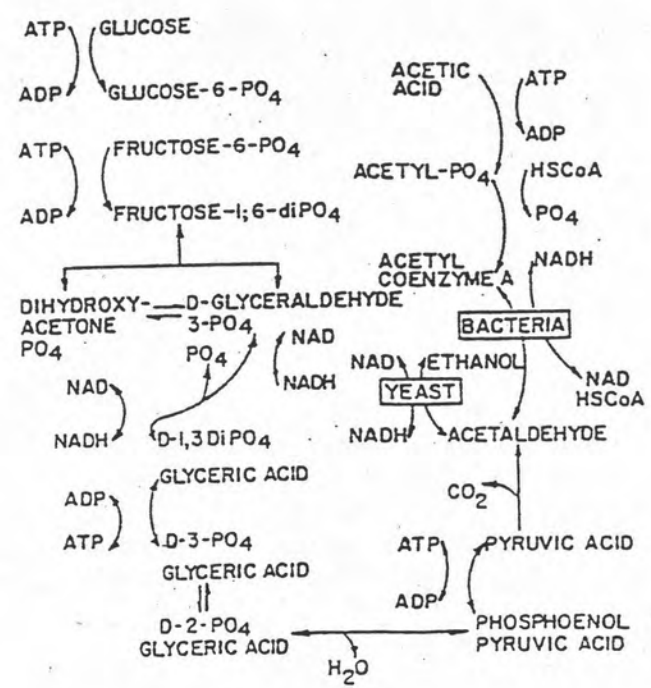
⁴ H. Reynolds and C. H. Werkman. 1937. *J. Bacteriol.* 33: 603.

⁵ H. G. Wood and C. H. Werkman. 1936. *Biochem. J.* 30: 618.

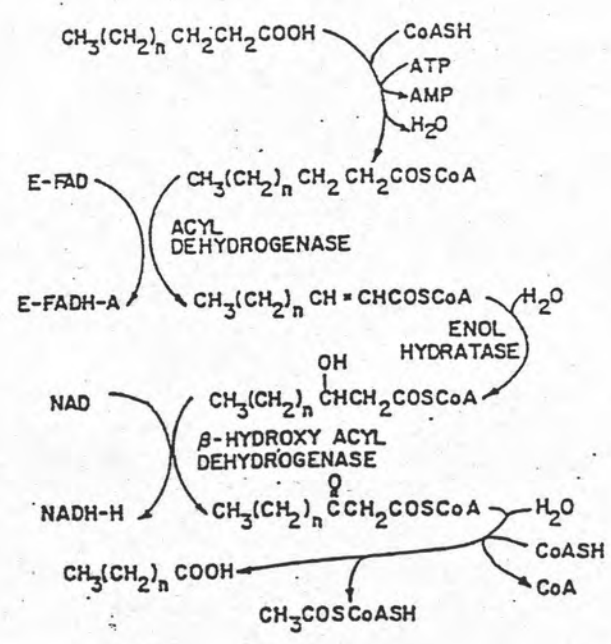
⁶ L. Pine, V. Haas, and H. A. Barker. 1954. *J. Bacteriol.* 68: 227.

⁷ O. L. Osburn, R. W. Brown, and C. H. Werkman. 1937. *J. Biol. Chem.* 121: 685.

⁸ J. B. van der Lek. 1930. Ph.D. Thesis. Technische Hoogeschool, Delft, Holland.



รูปที่ 2.17 การย่อยสลาย glucose โดยผ่านกระบวนการ glycolysis ในขั้นตอนที่ทำให้เกิดกรด



รูปที่ 2.18 การย่อยสลายกรดไขมันโดยผ่านกระบวนการเมตาออกซิเตชั่น

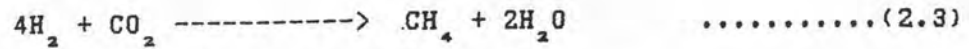
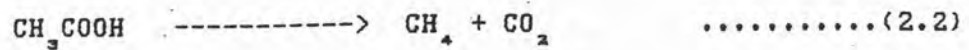
มีแบคทีเรียอีกชนิดในขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด ไดแกแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (hydrogen producing acetogenic bacteria) ซึ่งจะทำหน้าที่เปลี่ยนกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ เช่น กรดบิวทิริก หรือกรดโพรปิโอนิค ให้เป็นกรดอะซิติก และก๊าซไฮโดรเจน เราเรียกปฏิกิริยาของแบคทีเรียที่สร้างก๊าซไฮโดรเจนว่า ไฮโดรเจนนิซิส (hydrogenesis) เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนสามารถสร้างกรดได้ด้วย แต่แบคทีเรียที่สร้างกรดอาจไม่สามารถสร้างไฮโดรเจน

McCarty, P.L. (1964) สรุปว่าผลจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนนี้จะได้กรดอะซิติก กรดโพรปิโอนิค และกรดบิวทิริกเป็นส่วนใหญ่ตามลำดับ และเชื่อว่าการเปลี่ยนแปลงชนิดและปริมาณของกรดโวลาทิลเหล่านี้จะมีผลกระทบโดยตรงต่อการสร้างมีเทนในขั้นต่อไป

ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดนี้จะมีผลต่อการลดค่าซีโอดีของน้ำเสียอย่างมาก หรืออาจกล่าวได้ว่าไม่มีการลดลงเลยในกรณีที่ไม่เกิดก๊าซไฮโดรเจน กล่าวคืออิเล็กตรอนที่อยู่ในสารอาหาร (substrate) เดิมจะถูกส่งต่อไปให้สารอินทรีย์ที่ยังคงอยู่ในน้ำเสีย ส่วนของสารอาหารที่ลดน้อยไปข้างนั้นเป็นผลมาจากการสูญเสียประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในระหว่างที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารอินทรีย์เท่านั้น ส่วนในกรณีที่มีการสร้างไฮโดรเจน โดยอิเล็กตรอนถูกส่งให้กับไฮโดรเจนไอออน ก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นจะหนีไปจากระบบจึงเป็นการลดอิเล็กตรอนของสารอาหารทำให้สภาวะ ออกซิเคชั่นลดลง เป็นผลให้ค่าซีโอดีลดลง

2.3.1.3 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน

ในขั้นตอนนี้ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้จากอะซิเตต (acetoclastic methane bacteria) และแบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้จากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ (H_2 - utilizing methane bacteria) แบคทีเรียเหล่านี้สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงพีเอชแคบ ๆ เท่านั้น และอุณหภูมิที่เหมาะสมแก่การเจริญเติบโตก็อยู่ในช่วง 30-35 องศาเซลเซียส แบคทีเรียที่สร้างมีเทนทุกตัวล้วนเป็น obligate anaerobic bacteria สมการที่ 2.2 และ 2.3 เป็นสมการที่แสดงการสร้างมีเทนจากแบคทีเรียทั้งสองประเภท เราเรียกสมการที่ 2.2 ว่าเกิดกระบวนการ acetate decarboxylation และเรียกสมการที่ 2.3 ว่าเกิดกระบวนการ reductive methane formation กล่าวกันว่าปฏิกิริยาที่เกิดจากกระบวนการ acetate decarboxylation มีส่วนสำคัญในการสร้างมีเทนในระบบถึง 70% ของมีเทนที่ได้ทั้งหมด (Smith, P.H. and Mah, R.A., 1965)



โดยปกติแล้วแบคทีเรียประเภทที่สร้างมีเทนมักจะอยู่ร่วมกับแบคทีเรียประเภทอื่น ๆ โดยมีการพึ่งพาอาศัยกันที่จะปรับสภาพภายในระบบให้พอเหมาะแก่การหมัก ไม่ว่าจะเป็นพีเอช โออาร์พี หรือปริมาณออกซิเจนที่มีอยู่เล็กน้อย แต่ด้วยความพยายามกว่า 30 ปี ของนักจุลชีพ ทำให้สามารถแยกแบคทีเรียประเภทที่สร้างมีเทนให้เป็นเชื้อบริสุทธิ์ออกมาได้ โดยแบคทีเรียจะเจริญเติบโตได้ในสภาวะไร้ออกซิเจนอย่างแท้จริง และต้องมีสภาพทางพีเอช โออาร์พีที่พอเหมาะ (ในตารางที่ 2.3) ได้แสดงชนิดของแบคทีเรียประเภทสร้างมีเทนที่เป็นเชื้อบริสุทธิ์ ซึ่งได้จัดลำดับเป็นหมวดหมู่โดย Balch และคณะ (Balch, W.E., et.al., 1979)

Buswell, A.M., et.al. (1952) ได้ทำการศึกษากระบวนการหมักแบบไร้อากาศอย่างกว้างขวาง และในปี ค.ศ. 1952 ได้เสนอสมการการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศโดยทั่วไปดังในสมการ 1.1

Jeris, J.S. และ McCarty, P.L. (1962) ได้ใช้ธาตุกัมมันตรังสี C_{14} ทดสอบการย่อยสลายของสารอินทรีย์ แสดงให้เห็นว่าประมาณร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนที่เกิดมาจากการสลายตัวของกรดอะซิติกซึ่งเป็นที่ยอมรับกันในปัจจุบัน และได้สรุปการเกิดของก๊าซมีเทนจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ โดยเปรียบเทียบกับซีโอติ (ดังรูปที่ 2.19)

Zeikus, J.G., et.al., (1981) ในปี ค.ศ. 1981 ได้แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่สร้างมีเทน สามารถใช้สารอาหารโดยตรงน้อยกว่าที่เคยสรุปในอดีตมาก กล่าวคือสามารถใช้ไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ คาร์บอนมอนอกไซด์ แมททานอล ฟอร์แมท เมททิลามีน และอะซิเตท เป็นสารอาหารและแหล่งพลังงานได้

ในปัจจุบันเป็นที่ยอมรับว่า แบคทีเรียที่สร้างมีเทนเป็นแบคทีเรียที่ดำรงชีวิตอยู่ได้เฉพาะในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนเท่านั้น (obligate anaerobic bacteria) สามารถเจริญเติบโตในช่วงพีเอชแคบ ๆ และปัจจัยจากสิ่งแวดล้อมจะมีผลโดยตรงต่อการเจริญเติบโตซึ่งจะกล่าวในหัวข้อต่อไป

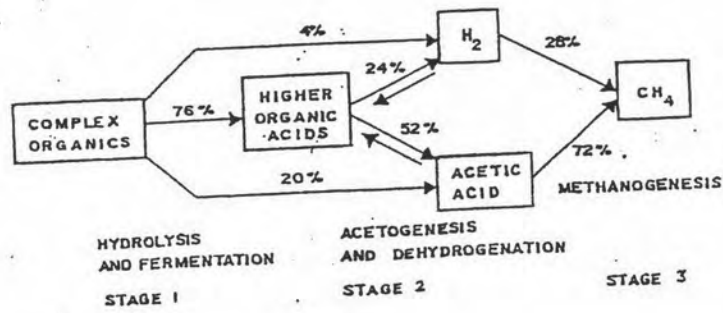
ตารางที่ 2.3 แสดงการจัดหมู่ ของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนที่เป็นเชื้อบริสุทธิ์โดย Balch และคณะ
(McInerney, M.P. et.al., 1979)

Proposed taxonomic scheme of Balch et al.¹⁵ based on comparative cataloging of the 16S ribosomal RNA and substrates used for growth and methanogenesis

	Type strain	Former designation	Substrates for growth and CH ₄ production
Order I. <i>Methanobacteriales</i> (type order)			
Family I. <i>Methanobacteriaceae</i>			
Genus I. <i>Methanobacterium</i> (type genus)			
1. <i>Methanobacterium formicicum</i> (neotype species)	MF	<i>Methanobacterium formicicum</i>	H ₂ , formate
2. <i>Methanobacterium bryantii</i>	M.o.H.	<i>Methanobacterium</i> sp. strain M.o.H.	H ₂
<i>Methanobacterium bryantii</i> strain M.o.H.G.		<i>Methanobacterium</i> sp. strain M.o.H.G.	H ₂
3. <i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	ΔH	<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	H ₂
Genus II. <i>Methanobrevibacter</i>			
1. <i>Methanobrevibacter ruminantium</i> (type species)	MI	<i>Methanobacterium ruminantium</i> strain MI	H ₂ , formate
2. <i>Methanobrevibacter arboriphilus</i>	DH1	<i>Methanobacterium arboriphilicum</i>	H ₂
<i>Methanobrevibacter arboriphilus</i> strain AZ		<i>Methanobacterium</i> sp. strain AZ	H ₂
<i>Methanobrevibacter arboriphilus</i> strain DC		<i>Methanobacterium</i> strain DC	H ₂
3. <i>Methanobrevibacter smithii</i>	PS	<i>Methanobacterium ruminantium</i> strain PS	H ₂ , formate
Order II. <i>Methanococcales</i>			
Family I. <i>Methanococcaceae</i>			
Genus I. <i>Methanococcus</i>			
1. <i>Methanococcus vannielii</i> (neotype species)	SB	<i>Methanococcus vannielii</i>	H ₂ , formate
2. <i>Methanococcus voltae</i>	PS	<i>Methanococcus</i> sp. strain PS	H ₂ , formate
Order III. <i>Methanomicrobiales</i>			
Family I. <i>Methanomicrobiaceae</i> (type family)			
Genus I. <i>Methanomicrobium</i> (type genus)			
1. <i>Methanomicrobium mobile</i> (type species)	BP	<i>Methanobacterium mobile</i>	H ₂ , formate
Genus II. <i>Methanogenium</i>			
1. <i>Methanogenium cariaci</i> (type species)	JR1	Cariaco isolate JR1	H ₂ , formate
2. <i>Methanogenium marisnigri</i>	JR1	Black Sea isolate JR1	H ₂ , formate
Genus III. <i>Methanospirillum</i>			
1. <i>Methanospirillum hungatii</i>	JF1	<i>Methanospirillum hungatii</i>	H ₂ , formate
Family II. <i>Methanosarcinaceae</i>			
Genus II. <i>Methanosarcina</i> (type genus)			
1. <i>Methanosarcina barkeri</i> (type species)	MS	<i>Methanosarcina barkeri</i>	H ₂ , CH ₃ OH, CH ₃ NH ₂ , acetate
<i>Methanosarcina barkeri</i> strain 227		<i>Methanosarcina barkeri</i> strain 227	H ₂ , CH ₃ OH, CH ₃ NH ₂ , acetate
<i>Methanosarcina barkeri</i> strain W		<i>Methanosarcina barkeri</i> strain W	H ₂ , CH ₃ OH, CH ₃ NH ₂ , acetate

M. J. McInerney, M. P. Bryant and D. A. Stafford

(a)



(b)

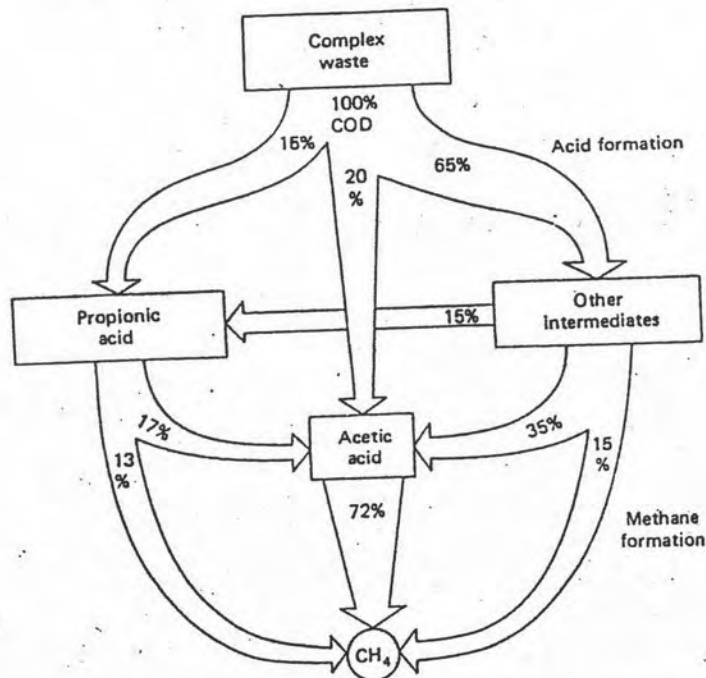
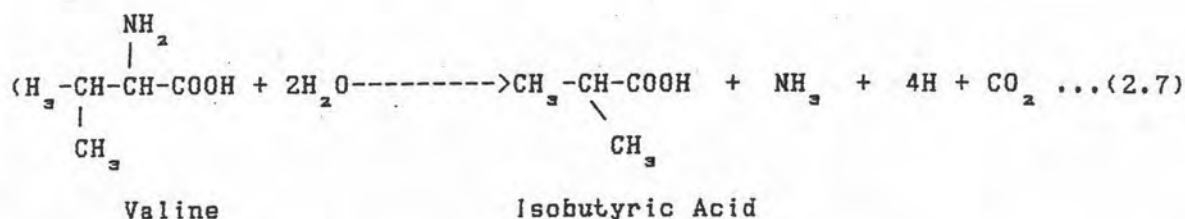
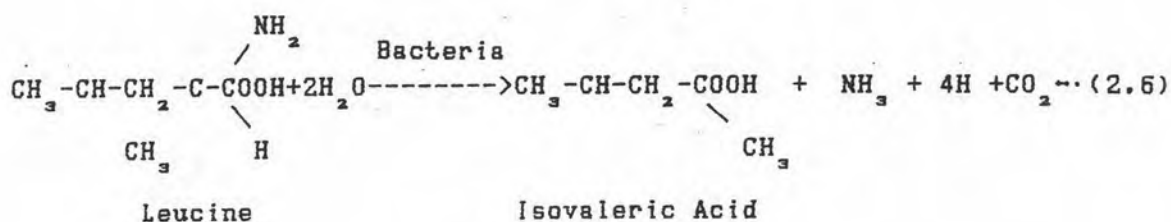
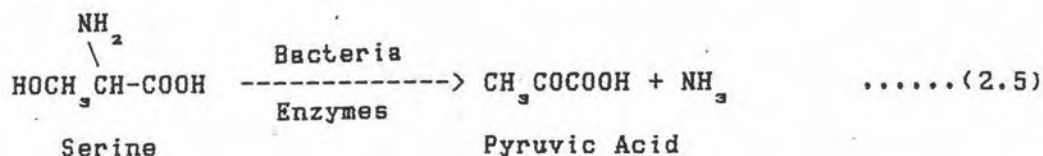
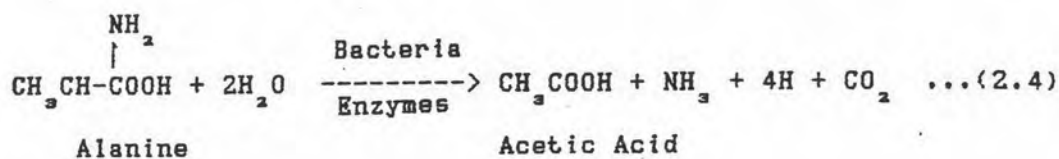


FIGURE 4-1 Pathways in methane fermentation of complex wastes. Percentages represent conversion of waste COD by various routes. ¹⁴

รูปที่ 2.19 การเกิดก๊าซมีเทน (CH₄) จากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน โดยเปรียบเทียบกับ COD (a) Jeris, J.S. and McCarty, P.L., 1962; (b) McCarty, P.L., 1964)

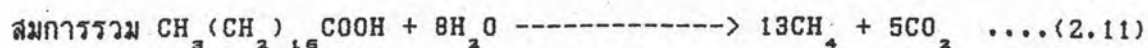
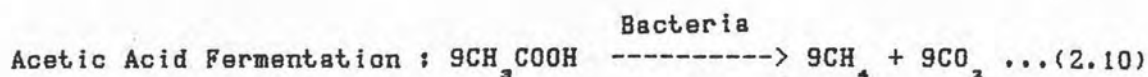
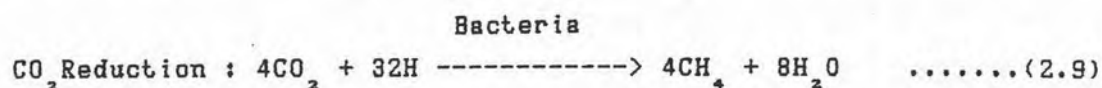
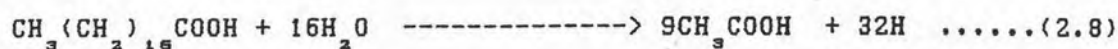
2.3.2 รูปแบบการแสดงการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

2.3.2.1 การย่อยสลายโปรตีน



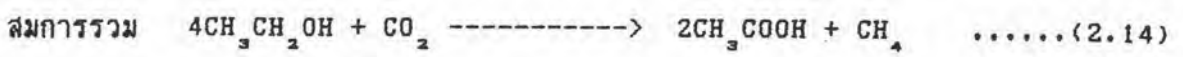
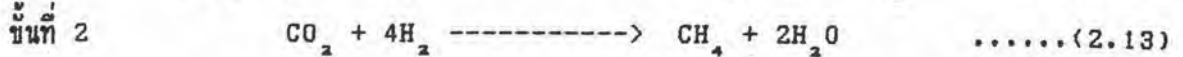
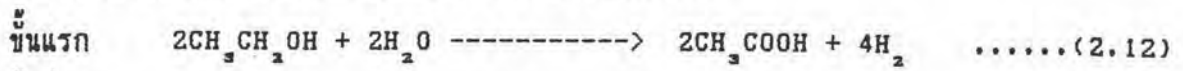
2.3.2.2 การย่อยสลายไขมัน

Beta - Oxidation

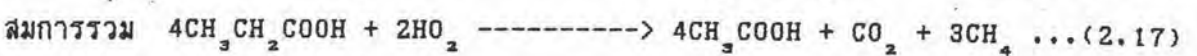
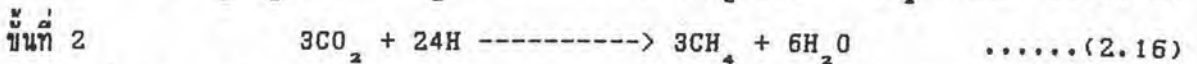
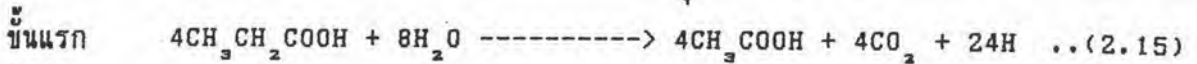


2.3.2.3 การย่อยสลายแอลกอฮอล์ ใช้จุลินทรีย์ 2 ชนิด คือ methanobacterium

omelianski และ Methanobacterium ruminantium

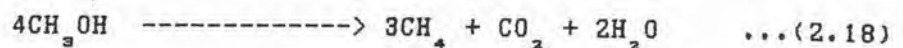


2.3.2.4 การย่อยสลายกรดโพรพิโอนิก ใช้จุลินทรีย์พวก methanobacterium propionium



2.3.2.5 การย่อยสลายเมทานอล (methanol) ใช้จุลินทรีย์พวก methanobacterium

barkerii



2.3.2.6 การย่อยสลายแป้งและน้ำตาล

สมการการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจำพวกแป้งและน้ำตาลได้ตั้งในสมการที่ 1.1

McCarty, P.L., (1964). แสดงการเปลี่ยนแปลงของการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์

ชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระ (ดังรูปที่ 2.19) และปริมาณแก๊สมิเทนที่เกิดขึ้นไว้ว่า

1 ปอนด์ BOD หรือ COD ที่ถูกย่อยสลายจะได้แก๊สมิเทน 5.62 ลูกบาศก์ฟุต ที่ความดันบรรยากาศ (หรือ 1 kg BOD หรือ COD ที่ถูกย่อยสลายจะได้แก๊สมิเทน 0.351 m³ ที่ความดันบรรยากาศ)

2.3.3 ความสัมพันธ์ระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์กับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ทั้งแบบที่ใช้ออกซิเจนอิสระและไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานในการดำรงชีพและสร้างเซลล์ใหม่และจะมีเซลล์บางส่วนตายลงจึงสามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้

อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลินทรีย์ = อัตราการสร้างเซลล์ - อัตราการสลายตัว

หรือ $dx/dt = Yg(dF/dt) - bx \dots\dots\dots(2.19)$

เมื่อ	dx/dt	= อัตราการเพิ่มสุทธิของจุลชีพ (น้ำหนักต่อปริมาตรต่อเวลา)
	x	= ความเข้มข้นของจุลชีพในถังปฏิกรณ์ (น้ำหนักต่อปริมาตร)
	df/dt	= อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (น้ำหนักต่อปริมาตรต่อเวลา)
	Y_S	= สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลชีพ (น้ำหนักต่อน้ำหนัก)
	b	= สัมประสิทธิ์การสลายตัวของจุลชีพ (เวลา ⁻¹)

2.3.4 การเพิ่มปริมาณของจุลชีพ (Biological Solids Production)

การเพิ่มปริมาณของจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยวิธีการทางชีววิทยาเท่านั้น สามารถคำนวณจากสมการที่ 2.19 ได้แต่จะต้องทราบค่าสัมประสิทธิ์ของการเจริญเติบโตและสัมประสิทธิ์ของการตายของจุลชีพซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดและส่วนประกอบของน้ำทิ้งแต่ละชนิด ดังแสดงในตารางที่ 2.4 ในการย่อยสลายอินทรีย์พวกคาร์โบไฮเดรตจะมีการเพิ่มจุลชีพมากกว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีนและไขมัน (McCarty, P.L., Beck, L., and Amant, P.S., 1969)

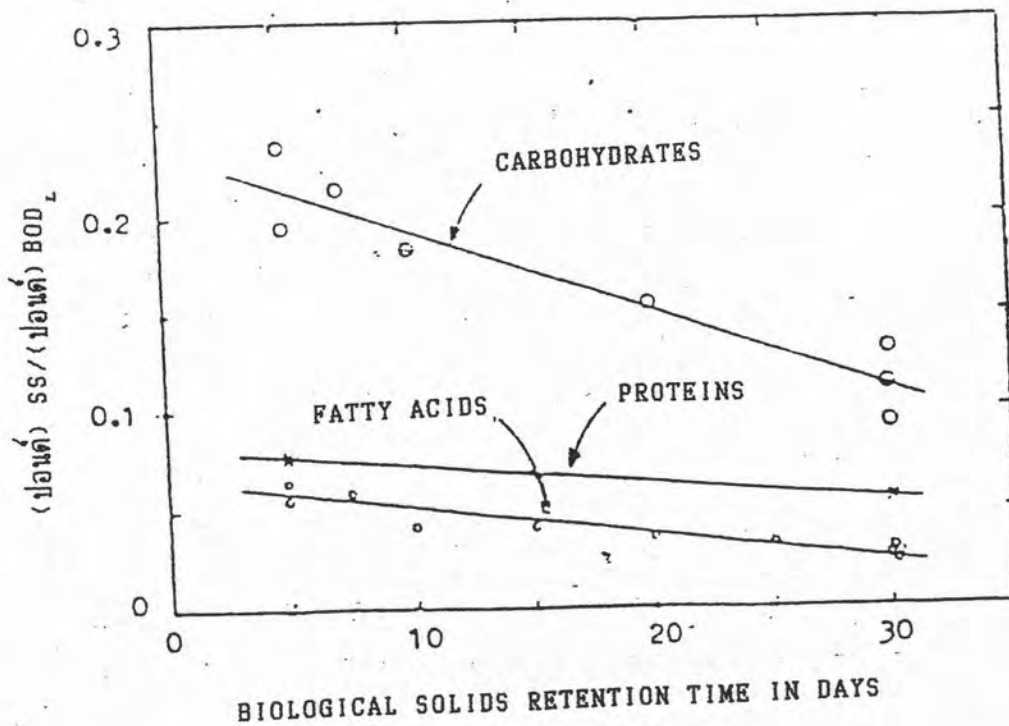
ปริมาณของจุลชีพต่อสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไปจะลดลงเมื่อระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพ (SRT หรือ θ_c) เพิ่มขึ้น (รูปที่ 2.20) ทั้งนี้เพราะว่าเมื่อระยะเวลาการเก็บกักตะกอนจุลชีพยาวขึ้น การสลายตัว (decay) ของจุลชีพจะมากขึ้น เพื่อนำพลังงานไปใช้ในการดำรงชีพ ดังนั้นเครื่องกรองแอนแอโรบิกจึงช่วยลดปัญหาการกำจัดกากตะกอนจุลชีพ (sludge) เพราะเครื่องกรองแอนแอโรบิกมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอนสูงมาก (รูปที่ 2.21)

2.4 สภาวะแวดล้อมต่าง ๆ ที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบไร้อากาศ

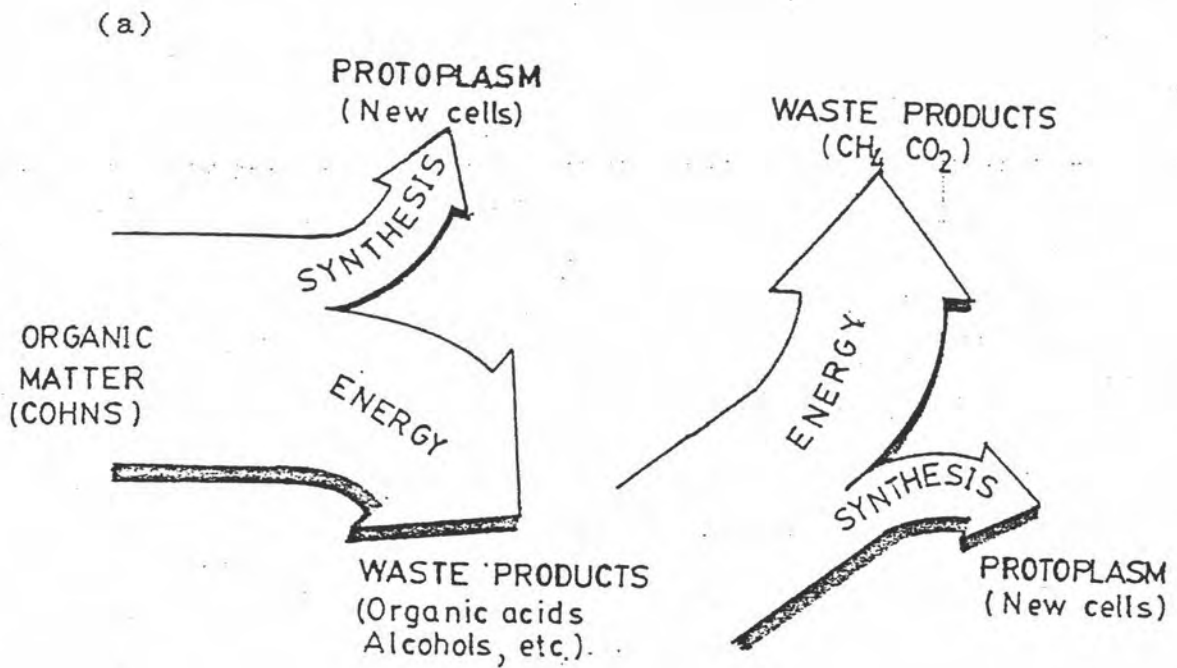
สิ่งมีชีวิตทุกชนิดจะเจริญเติบโตและดำรงชีวิตอยู่ได้นั้น นอกจากจะต้องการอาหารแล้วยังต้องอยู่ในสภาวะที่เหมาะสมอีกด้วย แบคทีเรียในระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียก็เช่นเดียวกับสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ และเนื่องจากความสามารถในการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดขึ้นอยู่กับปริมาณของแบคทีเรียในระบบฯ ดังนั้นเพื่อให้ระบบบำบัดทำงานได้ผลดี จึงจำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมของระบบบำบัดให้เหมาะสมกับแบคทีเรียในระบบ เพื่อให้แบคทีเรียในระบบเจริญเติบโตได้ดีที่สุด สำหรับระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบไร้อากาศนั้นมิแบคทีเรีย 2 ประเภท ทำงานต่อเนื่องกันดังที่กล่าวมาแล้ว ดังนั้นจึงจำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมไว้ให้มี

ตารางที่ 2.4 อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และสัมประสิทธิ์การสลายตัวของจุลินทรีย์
(McCarty, P.L., 1964)

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



รูปที่ 2.20 การเพิ่มปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายอินทรีย์สาร
(McCarty, P.L., Beck, L., and Ament, P.S., 1969)



(b)

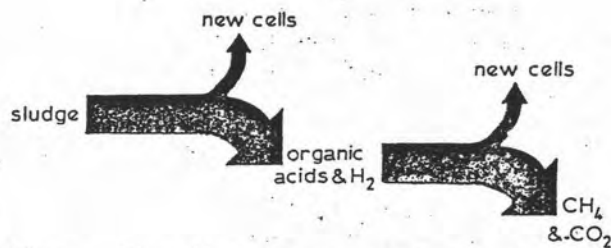


Figure. The acid-forming and methanogenic phases of anaerobic digestion

รูปที่ 2.21 แสดงการสลายตัวของจุลินทรีย์ (a) Simpson, J.R., 1959;
(b) Mara, D.D., 1978)

สภาพที่เหมาะสมที่จะให้แบคทีเรีย 2 ประเภทอยู่ด้วยกันได้เป็นอย่างดี ซึ่งนอกจากต้องรักษา ระบบให้อยู่ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระแล้วยังต้องคำนึงถึงสิ่งเหล่านี้ด้วยคือ

2.4.1 อุณหภูมิ (temperature)

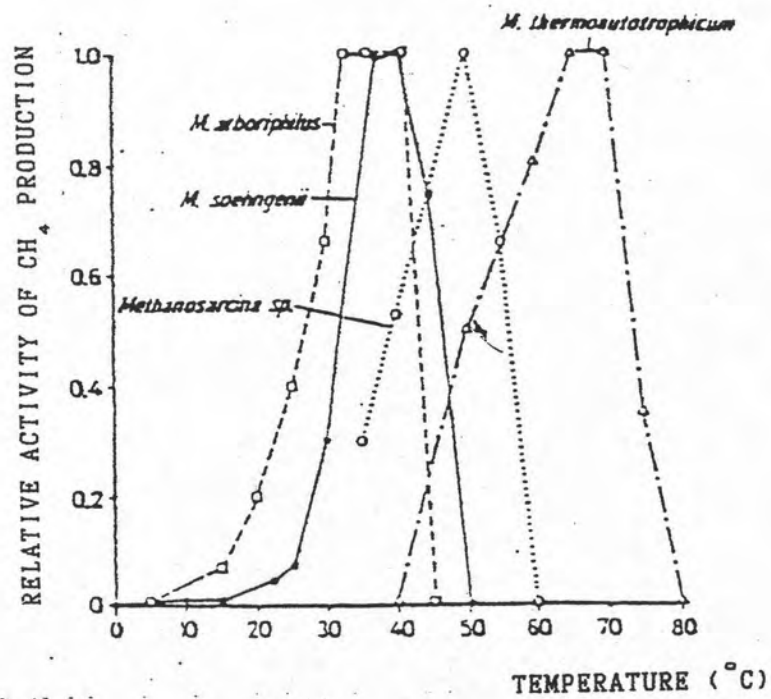
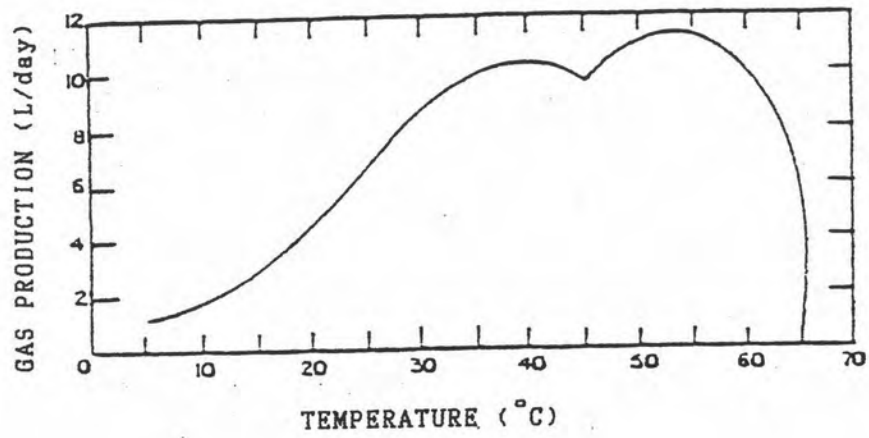
การย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนนั้น จะมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่สองช่วงคือ ช่วงการทำงานของมีโซฟิลิคแบคทีเรีย (mesophilic bacteria) จะมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 30-40 องศาเซลเซียส และช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิคแบคทีเรีย (thermophilic bacteria) จะมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 45-55 องศาเซลเซียส อุณหภูมิมีผลต่อการผลิต ก๊าซของแบคทีเรียอย่างมาก (ดังรูปที่ 2.22) การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2-3 องศาเซลเซียส จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของก๊าซมีเทนเป็นอย่างมาก (Kotze, J.P., et.al., 1969)

ในช่วงทศวรรษที่ 1950 งานวิจัยส่วนใหญ่พยายามที่จะหาช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการหมักแบบไร้อากาศ Buswell, A.M. แสดงให้เห็นว่าการบำบัดแบบไร้อากาศ สามารถทำได้ในช่วงอุณหภูมิ 0-55 องศาเซลเซียส แต่ช่วงที่มีการย่อยสลายดีนั้นจะอยู่ในช่วง 25-37 องศาเซลเซียส และ 50-55 องศาเซลเซียส Babbitt และ Bauman ได้ลงความเห็นว่า ถึงหมักโดยทั่วไปถ้าลดอุณหภูมิต่ำกว่า 10 องศาเซลเซียส ระบบจะหยุดทำงานโดยสิ้นเชิง (McCarty, P.L., 1964)

Lawrence, A.W. และ McCarty, P.L. (1968) ได้แสดงให้เห็นว่าอุณหภูมิจะส่งผลกระทบต่อกลไกการย่อยสลาย และสรุปว่าการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิจะเป็นการคัดเลือกพันธุ์ภายในระบบไปด้วย

2.4.2 พีเอช (pH)

พีเอชที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 6.7-7.2 ซึ่งเหมาะแก่การทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วถ้าพีเอชต่ำกว่า 6.2 การควบคุมพีเอชในระบบหมักแบบไร้ออกซิเจนทำได้โดยการควบคุมปริมาณของกรดโวลาทิล (volatile acids) และสภาพความเป็นด่าง (alkalinity) โดยปกติปริมาณกรดโวลาทิลควรมีค่าประมาณ 50-500 mg/L เมื่อคิดอยู่ในรูปของกรดอะซิติก หากปริมาณกรดโวลาทิลมีมากกว่า 2000 mg/L แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบก้ำจืดลดลง หรืออัตราส่วนระหว่างกรดโวลาทิลและสภาพความเป็นด่างต้องไม่เกิน 0.3-0.4 (WPCF, 1987) นอกจากนั้นการเปลี่ยนแปลงพีเอชยังขึ้นอยู่กับปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นอีกด้วย โดยมีความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช ไบคาร์บอ



รูปที่ 2.22 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพโดยแบคทีเรีย

เนต (bicarbonate) สภาพความเป็นด่าง และร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ดั่งสมการ 2.20 (Albertson, O.E., 1961)

$$\text{pH} = 5.14 - \log(\% \text{CO}_2) + \log(\text{HCO}_3^- \text{ as mg/L CaCO}_3) \dots\dots(2.20)$$

McCarty, P.L., (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช และปริมาณไบคาร์บอเนตที่เหมาะสม (ดังรูปที่ 2.23) และให้เห็นว่าสภาพความเป็นด่างไม่ควรต่ำกว่า 1000 mg/L เมื่อคิดในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต เพื่อมิให้พีเอชต่ำลงจนเป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์ในระบบ

ในปี ค.ศ. 1956 Barker, H.A., สรุปว่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมคือ 6.8-7.2 และที่พีเอชต่ำกว่า 6 หรือ พีเอชมากกว่า 8 การผลิตก๊าซมีเทนจะลดลงอย่างรวดเร็ว แต่ McCarty, P.L. (1964) เสนอว่าพีเอชที่เหมาะสมควรเป็น 6.6-7.4

การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ เกิดจากสาเหตุหลักสองประการคือ จากน้ำเข้าโดยตรง และจากการสร้างกรดไวลาไทล์ในขั้นตอน non-methanogenic การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชเนื่องจากสาเหตุแรกนั้นแก้ไขได้ง่าย แต่ถ้าเกิดจากสาเหตุที่สองซึ่งเป็นผลของกลไกการย่อยสลายของแบคทีเรีย โดยมีปัจจัยอื่น ๆ เกี่ยวข้องอยู่มากทำให้ยากแก่การควบคุม

Pohland, F.G. (1969) ได้แสดงวิธีการควบคุมพีเอช โดยอาศัยความเป็นด่างเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมกับการทำงานของกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน โดยให้ชื่อว่า "Acid-Base Equilibrium Control" ซึ่งวิธีนี้สามารถบอกให้ทราบว่ากระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนขาดสภาพความเป็นด่างที่จะควบคุมพีเอชหรือไม่ ดังสมการที่ 2.21

$$\text{BA} = \text{TA} - 0.71 \text{ TVA} \dots\dots\dots(2.21)$$

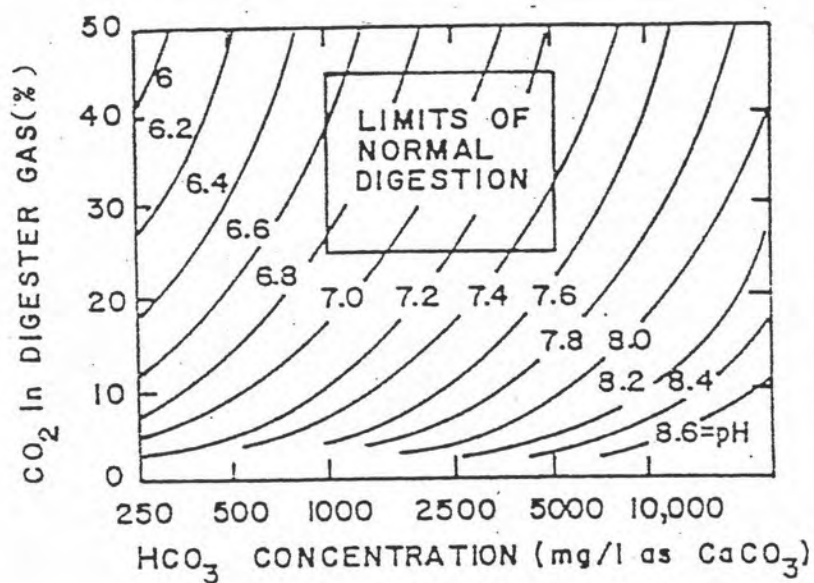
เมื่อ BA = ปริมาณความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (Bicarbonate Alkalinity) ที่มากเกินไปหรือขาดไป (mg/L ในรูปของ CaCO₃)

TA = ปริมาณความเป็นด่างรวม (total alkalinity) วัดโดยการติเตรตถึงพีเอช 4.0 (mg/L ในรูปของ CaCO₃)

TVA = ปริมาณของกรดไวลาไทล์รวม (total volatile acids) ที่มีอยู่ (mg/L ในรูปของ CH₃COOH)

0.71 = ผลคูณของ (0.833)(0.85) โดยที่

0.833 = น้ำหนักสมมูลของ CaCO₃ / น้ำหนักสมมูลของ CH₃COOH และ



รูปที่ 2.23 แสดงความสัมพันธ์ในทางทฤษฎีระหว่าง pH, CO₂ และสภาพความเป็น
 ค่างไบคาร์บอเนต (HCO₃⁻) ของถังหมักไร้ออกซิเจน (McCarty P.L., 1964)

0.85 คือ มีอะซิเตต 85% จากกรดโวลลาไทล์ เมื่อใช้วิธีตีเตรตถึงพีเอช 0

ในสมการที่ 2.22 เป็นสมการที่ทำให้เราทราบว่าปริมาณความเป็นด่างเพียงพอหรือไม่ ถ้าหากปริมาณความเป็นด่างไม่เพียงพอ จำเป็นต้องเติมสารเคมีลงไปเพื่อเพิ่มปริมาณความเป็นด่าง ซึ่งจะช่วยป้องกันมิให้พีเอชต่ำลงดังสมการ

$$N = A(E)(V) \dots\dots\dots (2.22)$$

เมื่อ N = ปริมาณสารเคมีที่ต้องใช้เติมลงไป, กิโลกรัม

A = ปริมาณของความเป็นด่างที่ขาดไป (mg/L ในรูปของ CaCO_3)

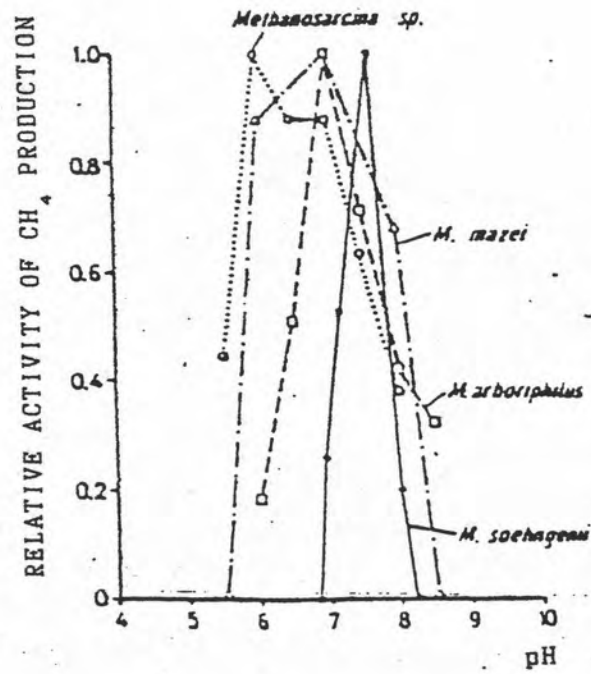
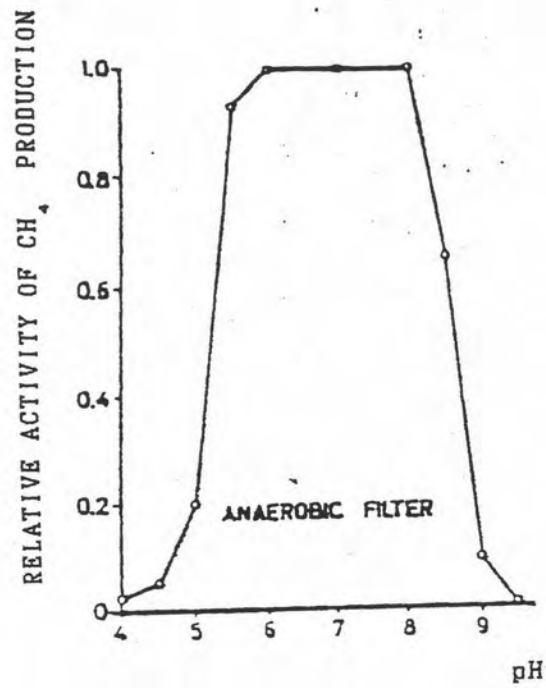
E = น้ำหนักสมมูลของสารที่ต้องเติมลงไป / น้ำหนักสมมูลของ CaCO_3

V = ปริมาตรของตัวถัง (digester volume), พันลูกบาศก์เมตร

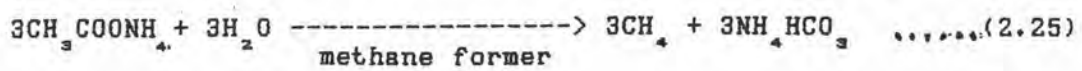
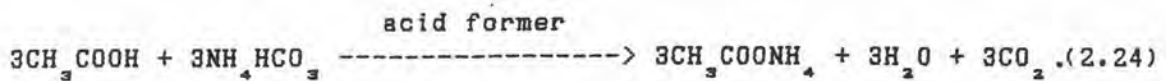
ความสัมพันธ์ระหว่างก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในถังกรองไร้อากาศที่พีเอชต่าง ๆ กันได้แสดงไว้ในรูปที่ 2.24 ความสัมพันธ์ระหว่างความเจริญเติบโตของแบคทีเรียกับค่าพีเอชแม้ในปัจจุบันยังไม่เป็นที่เข้าใจอย่างสมบูรณ์ โดยมีอยู่สองสมมติฐานที่ใช้ในการอธิบายกล่าวคือสมมติฐานแรกจะเน้นที่ผลของพีเอชที่มีต่อการทำงานของเอนไซม์ทั้งภายในและภายนอกเซลล์ ส่วนอีกสมมติฐานหนึ่งค่อนข้างเป็นที่ยอมรับกันมากกว่า โดยเน้นที่ปริมาณไฮโดรเจนไอออนซึ่งมีความแตกต่างกัน ณ ค่าพีเอชหนึ่ง จะเป็นผลให้ค่าความต่างศักย์ทางเคมีไฟฟ้า (electrochemical gradient) ของการขนส่งสารอาหารและกำจัดของเสียเปลี่ยนแปลงไป (Gaudy, A.F., 1981) โดยที่เมื่อพีเอชมีค่าต่ำทำให้ไฮโดรเจนไอออนมีอยู่มากซึ่งยากแก่การซึมเข้าและออกจากเซลล์ได้ เป็นสาเหตุให้แบคทีเรียตาย

ความจำเป็นในการปรับพีเอชนี้เนื่องจากขั้นตอนแรกคือ non-methanogenic phase นั้นจะสร้างกรดขึ้นมาก่อน เป็นเหตุที่อาจทำให้พีเอชมีค่าต่ำจนไม่เหมาะสมกับแบคทีเรียที่สร้างมีเทน การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชขึ้นอยู่กับหลายสาเหตุ แต่ที่สำคัญได้แก่ปริมาณบัฟเฟอร์ (buffering capacity) ถ้ามีบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้พีเอชลดต่ำลงจนไม่เกิดการสร้างมีเทน ซึ่งเรียกว่า "Struck Digestion"

โดยปกติในน้ำเสียทั่วไปจะมีปริมาณบัฟเฟอร์ผสมอยู่ในสารอินทรีย์พวกโปรตีน เมื่อย่อยสลายก็ให้ด่างซึ่งจัดว่าเป็นบัฟเฟอร์ทางธรรมชาติ กลไกการทำลายบัฟเฟอร์และสร้างบัฟเฟอร์นี้อาจเขียนเป็นสมการได้ดังนี้



รูปที่ 2.24 ความสัมพันธ์ระหว่างก๊าซมีเทน (CH₄) ที่เกิดขึ้นในถังกรองไร้ออกซิเจน ที่มีค่าพีเอชต่าง ๆ



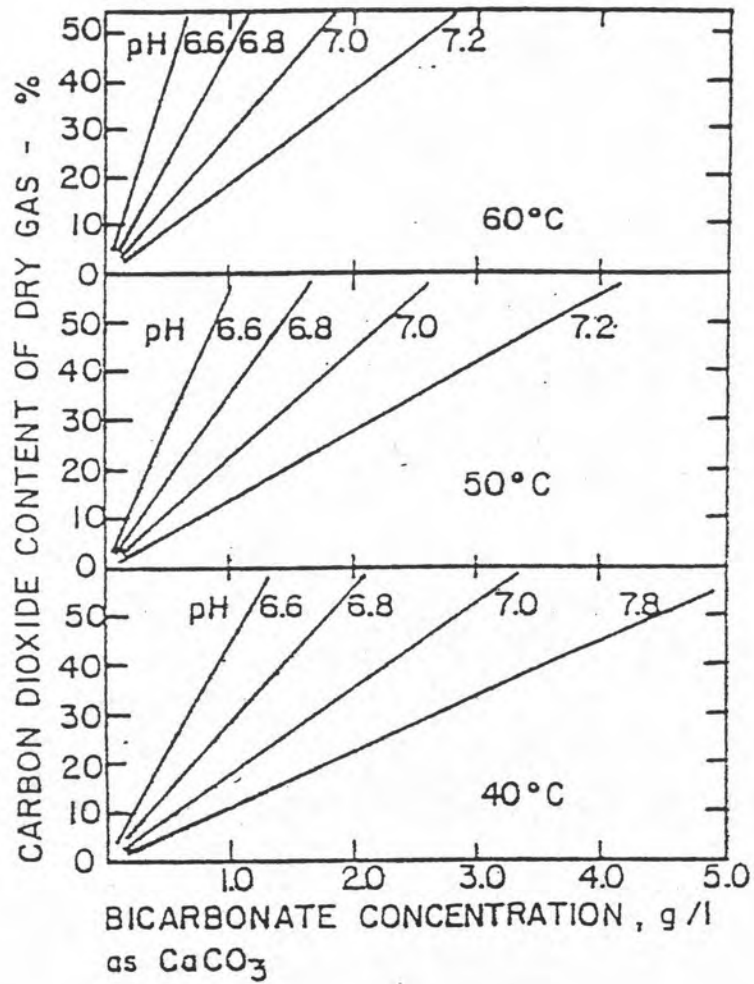
ความสัมพันธ์ระหว่างไบคาร์บอเนตกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่พีเอชและอุณหภูมิต่าง ๆ กัน (ดังรูปที่ 2.25)

2.4.3 กรดโวลาทิลและสภาพความเป็นด่าง (volatile acid, alkalinity)

กรดโวลาทิลเป็นผลมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอน non-methanogenic ดังได้กล่าวมาแล้ว ซึ่งจะถูกใช้เป็นสารอาหารและแหล่งพลังงานสำหรับแบคทีเรียที่สร้างมีเทน สำหรับระบบที่มีประสิทธิภาพกรดโวลาทิลจะมีเหลืออยู่ในระบบไม่มากนัก เนื่องจากจะถูกผลิตขึ้นและถูกทำลายลงในอัตราที่ใกล้เคียงกัน ทำให้ไม่เกิดการสะสมขึ้นในระบบ ดังนั้นจึงสามารถใช้ค่าของกรดโวลาทิลที่มีอยู่ในระบบมาเป็นตัวชี้สถานะภาพของการทำงานได้

ในปี ค.ศ. 1960 McCarty และ McKinney ได้พบว่าปริมาณกรดโวลาทิลที่สูงขึ้นถึง 6,000 mg/L นั้น ไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ แต่การที่ระบบล้มเหลวเป็นผลมาจากการเติมสารที่เพิ่มค่าความเป็นด่างลงไปเพื่อรักษาระดับพีเอชแล้วทำให้เกิดเกลือที่เป็นพิษแทน แนวความคิดนี้เป็นที่ยอมรับจนถึงปัจจุบัน

ต่อจากนั้นมีการค้นพบว่าแม้ระบบจะมีค่าพีเอชที่เหมาะสมและมีความเข้มข้นของกรดโวลาทิลในระบบต่ำ แต่ระบบก็ยังล้มเหลว งานวิจัยต่าง ๆ จึงมุ่งไปที่กรดโวลาทิลที่เกิดภายในระบบ Buswell, A.M. ได้สรุปว่า กรดโพรปิโอนิก (propionic) เป็นพิษต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน แต่ข้อสรุปนี้ถูกคัดค้านจาก Lawrence, A.W. และ McCarty, P.L. และ Schlenz H.E., โดยชี้ให้เห็นว่าอัตราการย่อยสลายกรดโพรปิโอนิกนั้นสูงมากกว่าอัตราการย่อยสลายกรดอะซิติกประมาณ 100 เท่า การที่พบว่ากรดโพรปิโอนิกมีการสะสมในระบบที่ล้มเหลวอยู่เสมอ อาจเป็นเพราะระบบขาดแบคทีเรียชนิด propionicum มากกว่า ทั้งนี้ Mueller et.al.(1977) และ Pohland, F.G., et.al., (1980) สรุปว่าการที่ระบบล้มเหลวนั้นเป็นเพราะความสัมพันธ์ของกรดโวลาทิลต่อความเป็นด่างในระบบ (VFA/Alkalinity) ถูกทำลายเป็นเหตุให้ค่าพีเอชมีการเปลี่ยนแปลงขึ้นและลงอย่างรวดเร็ว ระบบจึงล้มเหลวแม้ว่ามีค่ากรด



รูปที่ 2.25 ความสัมพันธ์ระหว่างไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) กับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2)
พีเอช (pH) และอุณหภูมิต่าง ๆ

เวลาไหลต่ำก็ตาม

ในปี ค.ศ. 1969 Water Pollution Control Federation (WPCF)

ได้ยอมรับการใช้ค่า VFA/Alkalinity มาเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ
ไร้อากาศ โดยสรุปว่า

VFA/Alkalinity	<	0.3 - 0.4	ระบบทำงานได้ดี
VFA/Alkalinity	>	0.8	ระบบล้มเหลว

โดยกรดเวลาไหลต่ำในรูปของกรดอะซิติก (CH_3COOH) และค่าความเป็นด่างวัด
ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) เมื่อใช้วิธีการติเตรตถึงพีเอช 4

จากงานของ Hattingsh, W.H.J. et.al. (1961) ได้คัดค้านข้อสรุปของการใช้ค่า
อัตราส่วนของ VFA/Total-Alkalinity บางส่วนว่าเนื่องจาก

$$\text{Total-Alkalinity} = (\text{HCO}_3^- - \text{Alkalinity}) - (\text{VA-Alkalinity}) \quad (2.26)$$

โดยที่ Total - Alkalinity = ค่าความเป็นด่างรวมเมื่อวัดโดยการติเตรตถึงพีเอช 0.4
(mg./L ในรูป CaCO_3)

HCO_3^- -Alkalinity = ค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนต

VA-Alkalinity = ค่าความเป็นด่างของกรดเวลาไหลต่ำ

ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องพิจารณาถึงปริมาณของ HCO_3^- -Alk. เปรียบเทียบกับ
VFA-Alk. ด้วย โดยเมื่อค่าอัตราส่วน VFA/ HCO_3^- มีค่าต่ำกว่า 0.4 ระบบจึงจะมีพีเอชที่ดี
และเมื่อใดที่ค่าอัตราส่วน VFA/ HCO_3^- มีค่าสูงกว่า 0.8 ระบบจะมีแนวโน้มว่าล้มเหลว

การใช้ค่าอัตราส่วน VFA/Total-Alk. และค่าอัตราส่วน VFA/ HCO_3^- -Alk. เป็น
ตัวบ่งชี้เสถียรภาพของระบบจึงเป็นที่ยอมรับในปัจจุบัน

สำหรับปริมาณของค่าความเป็นด่างในกระบวนการแบบไร้อากาศนอกจากที่มีอยู่ตาม
ธรรมชาติ ในน้ำทิ้งที่เข้าระบบก็จะได้จากการย่อยสลายโปรตีนดังกล่าวในหัวข้อค่าพีเอชมาแล้ว

2.4.4 ความต้องการสารอาหารที่จำเป็น (nutrient requirement)

ในเซลล์ของจุลินทรีย์จะประกอบไปด้วย คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P)
และซัลเฟอร์ (S) ในอัตราส่วน C : N : P : S = 100 : 10 : 1 : 1 (Mitchell, R.,
1974) ดังนั้นเพื่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีพของจุลินทรีย์ จึงต้องมีสารอาหารที่เพียงพอ

Speece, R.E. และ McCarty, P.L. (1964) ได้แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจน เมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์เท่ากับ 9.4 (cell weight/N = 9.4) Sanders, F.A. และ Bloodgood, D.E. (1965) ได้ทำการศึกษพบว่า จุลชีพชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระต้องการฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณธาตุไนโตรเจนที่ประกอบเป็นเซลล์ (N/P = 7)

และในปี ค.ศ. 1979 Schonheit, P.M.J., et.al. ได้แสดงให้เห็นว่านิเกิลซึ่งแต่เดิมเชื่อว่าเป็นสารพิษ (McDermott, et.al., 1965) เป็นสารที่มีผลช่วยในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนชื่อ *Methanobacterium thermoautotrophicum* ในงานวิจัยของ Diekert, G., et.al., (1981) ก็พบว่า แบคทีเรียที่ชื่อ *Methanobrevibacter smithii* และ *Methanosarcina barkeri* ก็มีสารนิเกิลเป็นสารที่มีผลช่วยในการเจริญเติบโตเช่นเดียวกัน

2.4.5 สารพิษ (toxic materials)

น้ำทิ้งที่จะนำมากำจัดสารอินทรีย์ทางชีววิทยาแบบไร้ออกซิเจนจะต้องไม่มีสารเป็นพิษต่อจุลชีพ ความรุนแรงของพิษขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ๆ McCarty, P.L. (1964) พบว่าความเป็นพิษมีตั้งแต่พิษโดยตรง (toxic) ซึ่งจะยับยั้งการทำงานของจุลชีพ (inhibited) แต่อย่างไรก็ตามถ้าสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยพอเหมาะก็อาจช่วยให้แบคทีเรียทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้นได้ สารที่เป็นพิษต่อจุลชีพในระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งทางชีววิทยาแบ่งออกเป็น 4 ประเภท คือ

2.4.5.1 พิษของกรดไวลาไทล์ (volatile acid toxicity)

กรดไวลาไทล์เป็นพิษต่อจุลชีพพวกที่สร้างมีเทน เพราะการที่เกิดกรดไวลาไทล์เพิ่มมากขึ้น จะทำให้พีเอชลดลงซึ่งเป็นอันตรายต่อจุลชีพ Kotze, J.P. และคณะ (1969) กล่าวว่า โมเลกุลของกรดอ่อน (weak acid) และด่างอ่อน (weak base) ที่ไม่แตกตัวเป็นไอออน (ionic form) นั้นสามารถผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลชีพได้เร็วมาก เช่น กรดอ่อนที่พีเอชต่ำจะไม่แตกตัวเป็นไอออน เมื่อผ่านเข้าเซลล์จุลชีพจะผ่านได้ง่าย ทำให้พีเอชภายในเซลล์จุลชีพลดลง จุลชีพจึงตายและด่างอ่อนที่พีเอชสูงก็ให้ผลเช่นเดียวกัน

2.4.5.2 พิษของไอออนหรือโลหะหนัก (ion or heavy metal toxicity)

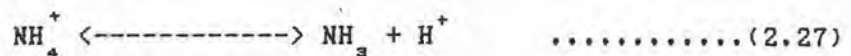
ระดับความเป็นพิษของไอออนหรือโลหะหนักถ้ามีมากเกินไปเกินจำนวนหนึ่งก็จะเกิดการเป็นพิษต่อจุลชีพในระบบได้ ไอออนที่สำคัญได้แก่ Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} และ S^{2-} โดยปกติไอออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนลบ McCarty, P.L. และ McKinney,

R.E. (1961) กล่าวว่าไอออนบวกจะเพิ่มขึ้นเมื่อเวลาเพิ่มขึ้น และน้ำหนักอะตอมเพิ่มมากขึ้น เราสามารถลดความเป็นพิษของไอออนบวกได้โดยการทำแอนตาโกนิสซึม (antagonism) คือเมื่อไอออนบวกอยู่ร่วมกันในความเข้มข้นที่เหมาะสม พิษของไอออนบวกชนิดหนึ่งสามารถลดความเป็นพิษของไอออนอีกชนิดหนึ่งได้ เช่น พิษของ Na^+ เข้มข้น 3500 mg/L สามารถทำให้หมดไปได้ ถ้ามี Ca^{2+} และ Mg^{2+} ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50-1000 mg/L (McCarty, P.L., McKinney, R.E., 1961) แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนบวกบางชนิดจะไปเพิ่มพิษของไอออนอีกชนิดหนึ่งเมื่ออยู่ร่วมกัน เราเรียกปรากฏการณ์เช่นนี้ว่า ซินเนอร์ยีสซึม (synergism)

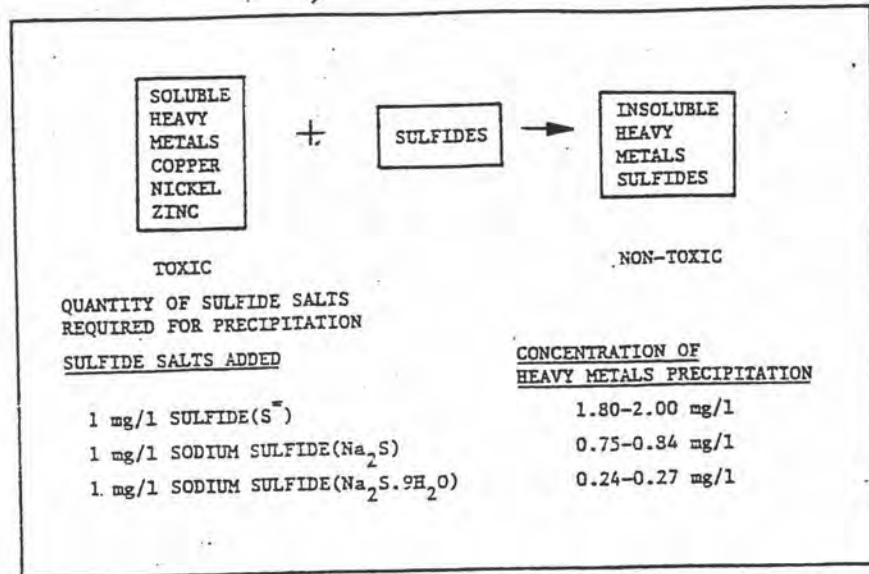
ส่วนพิษของโลหะหนักได้แก่ แมงกานีส สังกะสี แคดเมียม นิเกิล โคบอลต์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทิ้งในรูปของไอออน อนึ่ง พิษของโลหะหนักจะมากน้อยเพียงใด ขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้ง เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือของโลหะหนักขึ้นมา ซึ่งจะไม่ละลายน้ำ (McCarty, P.L., 1964) (ดังรูปที่ 2.26) ทั้งความเข้มข้นของไอออนและโลหะหนักที่จะเกิดเป็นพิษต่อระบบ (ตารางที่ 2.5)

2.4.5.3 พิษของก๊าซบางชนิด

พิษของแอมโมเนีย (ammonia toxicity) แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ด้วย คือพวกโปรตีน หรือยูเรีย (urea) ซึ่งไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียไอออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยสารสองตัวนี้จะเปลี่ยนไปมาได้ขึ้นกับพีเอช ดังแสดงในสมการที่ 2.27



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวา ซึ่ง NH_3 จะยับยั้งการทำงาน และเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนมากกว่า NH_4^+ (McCarty, P.L., 1964) ปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ซึ่งวิเคราะห์ได้ในห้องปฏิบัติการจะรวมทั้ง NH_3 และ NH_4^+ ในตารางที่ 2.6 แสดงปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีผลต่อระบบบำบัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจน



รูปที่ 2.26 ปฏิกิริยาการทำลายพิษของโลหะหนักโดยซัลไฟด์ในสภาวะไร้ออกซิเจน
(Young, J.C. and McCarty, P.L., 1969)

ตารางที่ 2.5 แสดงความเข้มข้นของไอออนและโลหะหนักที่เกิดเป็นพิษต่อระบบหมักโดยตรง
(ธงชัย พรานผลสวัสดิ์ และ อุษาวี เศษสุนทร, 2535)

ไอออนและโลหะหนักที่เป็นพิษ	ความเข้มข้น		ผลกระทบต่อระบบ
	ไมล./ลบ.คม.	มก./ลบ.คม.	
Na ⁺	0.2	4,600	เริ่มการยับยั้งการทำงาน (inhibition)
	0.4	9,200	หยุดการทำงาน (complete inhibition)
K ⁺	0.05-0.10	1,900-3,900	ไม่มีผล (no inhibition)
	> 0.1	> 3,900	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
	0.36	18,650	หยุดการทำงาน
Mg ²⁺	> 0.05	1,200	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
	0.2	4,800	หยุดการทำงาน
Ca ²⁺	0.076	3,000	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
	> 0.2	> 8,000	หยุดการทำงาน
S ²⁻	-	150-260	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
	-	800	หยุดการทำงาน
Cu	-	397	ก๊าซมีเทนที่เกิดจนลดลงเหลือร้อยละ 24 ของเกณฑ์ควบคุม
Zn	-	> 500	หยุดการเกิดก๊าซ
	-	850-400	ก๊าซมีเทนที่เกิดจนลดลงเหลือเพียง ร้อยละ 6 ของเกณฑ์ควบคุม
	-	1,000	มักเตอรืถูกทำลายหมด (completely toxic)
Ni	-	200	มักเตอรืเริ่มถูกทำลาย
	-	367	ก๊าซมีเทนที่เกิดจนลดลงเหลือเพียง ร้อยละ 23 ของเกณฑ์ควบคุม
	-	500-1,000	มักเตอรืถูกทำลายอย่างรุนแรง (serious toxic)
Cr	-	> 1,000	มักเตอรืถูกทำลายหมด
	-	200	มักเตอรืเริ่มถูกทำลาย
	-	2,000	มักเตอรืถูกทำลายหมด

ตารางที่ 2.6 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบไม่ใช้ออกซิเจน
(McCarty, P.L., 1964)

แอมโมเนียไนโตรเจน. (mg/L)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1000	ยังไม่เกิดผล
1500 - 3000	เริ่มยับยั้งเมื่อพีเอชสูง
> 3000	เป็นพิษโดยตรง

การลดพิษของแอมโมเนียไนโตรเจนทำได้โดยการเจือจาง น้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด หรืออาจกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด

พิษของซัลไฟด์ (sulfide toxicity) ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะเกิดการเป็นพิษของซัลไฟด์ต่อแบคทีเรีย เมื่อน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณของซัลไฟด์มาก หรือเกิดการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือเกิดการย่อยสลายโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับไอออนบวกที่รวมอยู่ ถ้ารวมกับโลหะหนักก็จะตกตะกอนลงมา ส่วนที่เหลือจะละลายน้ำในรูปของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) และสามารถเปลี่ยนเป็นกรดซัลฟูริกได้ (H_2SO_4) แบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสามารถทนต่อซัลไฟด์ที่ละลายน้ำอันมีความเข้มข้นถึง 50 - 100 mg/L แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 mg/L จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดนี้ (McCarty, P.L., 1964)

การลดพิษของซัลไฟด์ทำได้โดยการทำให้ตกตะกอนของซัลไฟด์ การทำให้น้ำทิ้งเจือจาง หรือโดยการแยกซัลไฟด์ออกจากน้ำทิ้งก่อนเข้าระบบ

2.4.5.4 พิษของสารอินทรีย์ (toxic organic material)

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ สารพวกนี้ได้แก่แอลกอฮอล์ (alcohol) และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (long chain fatty acid) เช่น แอลกอฮอล์พวกเมทานอล (methanol) ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ

(continuous feed) เพื่อให้แบคทีเรียคุ้นเคยและปรับตัวได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10000 mg/L ก็ตาม (McCarty, P.L., 1964) หรืออาจแก้ไขโดยการเติมสารเคมีลงไปเพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ

2.4.6 ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน (Oxidation-Reduction Potential)

ปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนจากสารหนึ่งไปสู่อีกสารหนึ่ง เรียกว่าปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (oxidation-reduction reaction) หรือปฏิกิริยารีดอกซ์ (redox reaction) ซึ่งเกิดจากผลรวมของปฏิกิริยาออกซิเดชัน (ปฏิกิริยาที่มีการให้อิเล็กตรอน) และปฏิกิริยารีดักชัน (ปฏิกิริยาที่มีการรับอิเล็กตรอน) ความแตกต่างทางด้านศักยภาพหรือความสามารถในการให้และรับอิเล็กตรอนระหว่างปฏิกิริยาทั้งสองอาจวัดได้ด้วยค่าออกซิเดชัน-รีดักชันโพเทนเชียล หรือเรียกสั้น ๆ ว่า โออาร์พี (ORP)

ปฏิกิริยาทางเคมีที่เกิดขึ้นในน้ำส่วนใหญ่เป็นปฏิกิริยารีดอกซ์ จึงต้องมีสารที่รับอิเล็กตรอน (oxidizing agent) และสารที่ให้อิเล็กตรอน (reducing agent) ควบคู่กันเสมอ สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำ เสียมากเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและเป็นแหล่งพลังงานที่สำคัญในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน จะมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งจะออกซิไดส์สารอินทรีย์ให้มีพลังงานลดลง นั่นคือมีการปรับสภาพน้ำเสียให้มีคุณภาพดีขึ้น ส่วนในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะไม่มีออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอน แต่จะใช้คาร์บอนไดออกไซด์ หรือกรดอะซิติกแทน

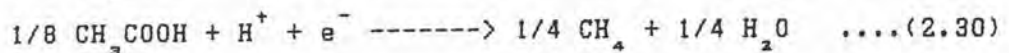
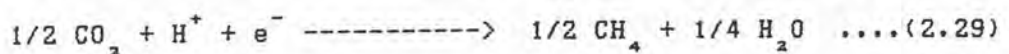
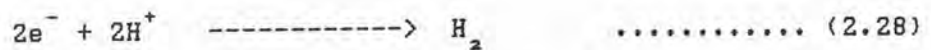
การนำโออาร์พีมาใช้ควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียมีใช้แนวความคิดใหม่ที่เพิ่งเกิดขึ้น แต่มีการใช้กันมานานแล้ว โดยในปี ค.ศ. 1906 Spita และ Weldert ชาวเยอรมัน ได้นำการวัดโออาร์พีมาใช้ในงานกำจัดน้ำเสียครั้งแรกกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ต่อมาก็มีนักวิจัยอีกหลายท่านได้พยายามปรับปรุงและแก้ไขเพื่อนำมาใช้กับงานบำบัดน้ำเสียทั้งระบบที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจน

ถ้าจะกล่าวในเทอมของพลังงานแล้ว สารให้อิเล็กตรอนจะเป็นแหล่งของพลังงาน ส่วนสารรับอิเล็กตรอนจะไม่ใช้ส่วนประกอบในระบบบำบัดน้ำเสีย น้ำเสียซึ่งมีสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่ถือว่าเป็นสารให้อิเล็กตรอน เพราะสารเหล่านี้มักถูกกริทธิวิธมาแล้วในระดับสูง ออกซิเจนและไนเตรตมักเป็นสารรับอิเล็กตรอนที่ใช้ในขบวนการกำจัดน้ำเสีย เมื่อสารให้อิเล็กตรอนถูกออกซิไดส์ถึงที่สุด มันก็จะไม่ใช่เป็นแหล่งของพลังงานอีกต่อไป แต่จะกลายเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้

สารประกอบทางเคมีมีความแตกต่างกันในแนวโน้มที่จะรับหรือให้อิเล็กตรอนเสมอ ดังนั้นจึงมีพารามิเตอร์ที่เรียกว่า ออกซิเดชันรีดักชันโพเทนเชียล (oxidation-reduction potential) หรือเรียกสั้น ๆ ว่า รีดอกซ์โพเทนเชียล (redox potential) ใช้สำหรับแสดง

ปริมาณแวนโม่ในการรับอิเล็กตรอนและกักริวซ์ ค่าของพารามิเตอร์อันนี้สามารถวัดได้โดยใช้วิธีไฟฟ้าเทียบกับสารมาตรฐานซึ่งมักเป็นไฮโดรเจน สารที่กักริวซ์มากจะมีพลังงานมากและจะมีค่าโพเทนเชียลต่ำ นั่นก็คือ มีแวนโม่รับอิเล็กตรอนน้อย หรืออาจกล่าวได้ว่ามีแวนโม่ให้อิเล็กตรอนสูง ในการถ่ายเทและรับอิเล็กตรอนนั้น สารที่มีโพเทนเชียลต่ำกว่าสามารถให้อิเล็กตรอนแก่สารที่มีโพเทนเชียลสูงกว่า ดังนั้นสารเคมีส่วนใหญ่สามารถเป็นได้ทั้งสารให้หรือสารรับอิเล็กตรอน ซึ่งขึ้นอยู่กับว่ามันจะทำปฏิกิริยากับสารชนิดใด

ในกระบวนการหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจน จำเป็นจะต้องอาศัยชุมชนแบคทีเรียหลายชนิดร่วมกันทำงานเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพ ดังนั้นในระบบจึงประกอบด้วยปฏิกิริยาชีวเคมีที่ซับซ้อนยากแก่การเข้าใจ อย่างไรก็ตามเป็นที่เชื่อกันว่า ในกระบวนการกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน การลดค่าซีโอดีเป็นผลมาจากปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยการถ่ายเทอิเล็กตรอนจากสารอินทรีย์ไปยังสารรับอิเล็กตรอน ซึ่งสารรับอิเล็กตรอน ได้แก่ คาร์บอนไดออกไซด์ กรดอะซิติก และไฮโดรเจนไอออน ตัวอย่างของปฏิกิริยารีดอกซ์ในระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ได้แสดงตามสมการข้างล่างนี้



สมการ 2.28 เป็นการสร้าง H_2 โดย H^+ เป็นตัวรับ e^- ทำให้เกิดการลด e^- ของซัลเฟตซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทน

สมการ 2.29 เป็นการสร้าง CH_4 โดยใช้ CO_2 เป็นสารตัวสุดท้ายรับ e^- ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียสร้าง CH_4 และ H_2

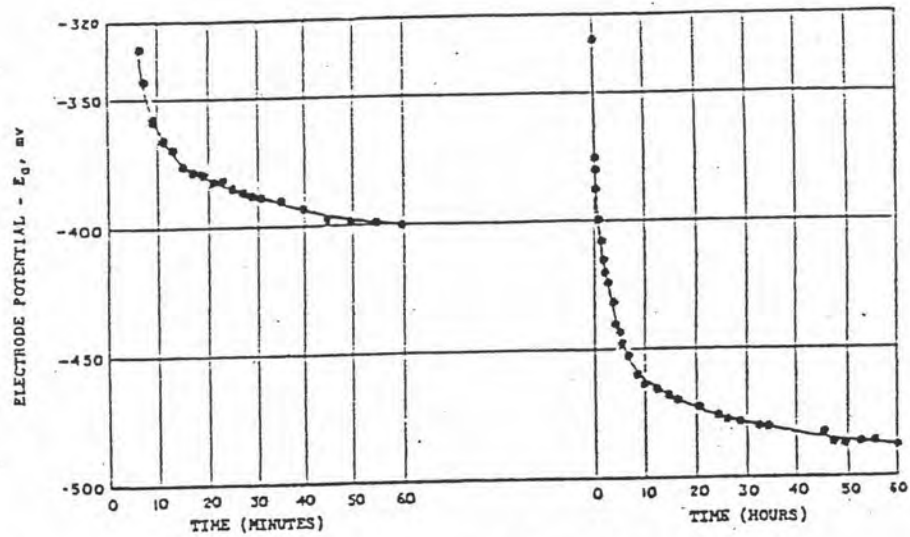
สมการ 2.30 เป็นการสร้าง CH_4 โดยใช้กรดอะซิติก เป็นสารตัวสุดท้ายรับ e^- ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก

ในปี ค.ศ. 1936 Yudkin, J., พบว่าไม่ว่าจะวัดค่าไออาร์พี โดยพยายามให้ห้วอิเล็กโทรดสัมผัสกับเซลล์จุลินทรีย์ หรือสารอาหารภายในระบบ ค่าที่วัดได้จะไม่แตกต่างกันเท่าใดนัก Reed, G.B. และ Orr, J.B. (1934) รายงานว่าศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมจะช่วยให้จุลินทรีย์สามารถดำรงอยู่ได้ด้วยดีเมื่อมีการเติมสารอาหารที่เป็นพิษอย่างอ่อน ๆ ปรากฏว่าจุลินทรีย์จะสร้างภูมิคุ้มกันเฉพาะแห่งขึ้น โดยการลดค่าไออาร์พีลงเพื่อปรับสภาพให้เหมาะแก่การเติบโต Longworth, L.G.

และ MacInnes, D.A. (1936) ทดลองเลี้ยงแบคทีเรียภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน และพบว่า คัลชี่ไฟฟ้ามืดมีความสัมพันธ์ต่อการเกิดกรดและการสร้างมีเทน และให้ข้อสังเกตว่าค่าไออาร์พีจะเริ่มมีค่าคงที่ ก่อนที่ระบบจะมีการผลิตก๊าซมีเทนได้ดี Clark, W.M. และคณะ (1928) สังเกตว่า ในระยะแรกของวัฏภาคแห่งการเจริญเติบโต ค่าไออาร์พีที่วัดได้จะมีค่าไม่เท่ากัน ดังนั้นระยะเวลา จึงเป็นสิ่งจำเป็นต่อการวัดและสิ่งนี้ทำให้การวัดไออาร์พีในระยะแรกมีข้อที่แตกต่างกัน ในปี ค.ศ. 1963 Dirasian, H.A. และ Molof, A.H. ได้ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาที่ใช้วัด กับค่าไออาร์พี ทำให้เขาพบความสัมพันธ์ดังกราฟรูป 2.27 ในช่วงระยะเวลา 60 นาทีแรก จะสังเกตเห็นว่าค่าไออาร์พี จะเริ่มมีค่าค่อนข้างคงที่ แต่ปรากฏว่า ณ จุดสมดุลนี้เป็นจุดสมดุลเทียม (pseudo-equilibrium) เพราะเมื่อระยะเวลาผ่านไปปรากฏว่าค่าไออาร์พีจะลดลงได้อีก จนเข้าสู่สมดุลจริงที่ระยะเวลาเข้าใกล้ 60 ชั่วโมงต่อมา เขาจึงเสนอว่าเวลาที่เหมาะสมในการ วัดควรประมาณ 10-48 ชั่วโมง และแม้ว่าจะใส่อิเล็กโทรดวัดในถังหมักนานถึง 6 เดือน ปรากฏว่า อิเล็กโทรดยังคงทำงานได้ดี โดยปราศจากการสูญเสียความไว (sensitivity) และเขายังได้พบ อีกว่าไม่มีค่าแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างอิเล็กโทรดที่ทำจากทองหรือทองคำขาว ขณะที่มีการ เพิ่มสลัดจ์ใหม่เข้าสู่ถังหมักหรือมีอากาศเล็ดลอดเข้าไป หรืออุณหภูมิที่ลดลง ก็มีผลทำให้ค่าไออาร์พี ที่วัดได้มีค่าเพิ่มมากกว่าเดิม (มีค่าบวกเพิ่มขึ้น) Eckenfelder, W.W. และ Hood, J.W. (1951) ได้เสนอว่าควรใช้เครื่องกวนแม่เหล็ก (magnetic stirrer) ช่วยขณะทำการวัดด้วย จากงานวิจัยต่าง ๆ ปรากฏว่ามีผู้วัดค่าไออาร์พีในสภาวะไร้ออกซิเจนได้ค่าต่าง ๆ กัน (ดังตารางที่ 2.7)

2.4.7 ปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2)

ปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เพิ่มขึ้นผิดปกติเป็นตัวชี้ให้เห็นว่าระบบกำลังล้มเหลว การเปลี่ยนแปลงก๊าซ CO_2 นี้อาจเนื่องมาจากน้ำทิ้งมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายปนอยู่มาก ทำให้เกิด CO_2 ได้มากในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระ อย่างไรก็ตามปริมาณ CO_2 ที่เพิ่มขึ้นอาจสืบเนื่อง มาจากการเปลี่ยนแปลงสภาวะทางเคมีของระบบ ดังสมการ 2.31 และ 2.32 และการที่ระบบ ล้มเหลวและมี CO_2 สูงขึ้น เนื่องมาจาก CO_2 ไม่สามารถเปลี่ยนเป็น CH_4 ดังสมการ 2.31

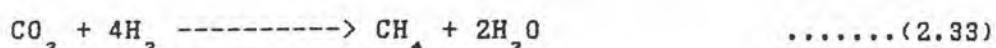
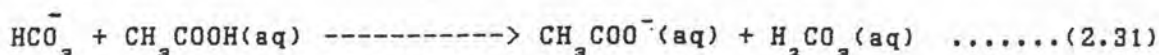


รูปที่ 2.27 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง OR-P กับระยะเวลาในการวัด

(Dirasian, H.A., Molof, A.H. and Borchardt, J.A., 1963)

ตารางที่ 2.7 ผลงานวิจัยเกี่ยวกับค่า OR-P ที่วัดได้ในสภาพไร้ออกซิเจน

ผู้วิจัย	โอยาร์พี (E_h), มิลลิโวลต์	หมายเหตุ
Smith & Hungate	-335 ถึง -346	ศึกษาจากการดำรงชีพของ มีเทนแบคทีเรีย
Reed & Orr	-200	ศึกษาจากแบคทีเรีย 15 ชนิด จำพวก Clostridium Spp.
Maslova & Pantskhava	-316 ถึง -356	ศึกษาจากถังหมักที่อุณหภูมิต่ำ โมฟิลิคล์
Molof	-220 ถึง -290	ศึกษาจากถังหมักไร้ออกซิเจน
Dirasian	-276 ถึง -286	ศึกษาจากถังหมักไร้ออกซิเจน
Hewitt	+50 ถึง -400	ศึกษาจากถังหมักไร้ออกซิเจน
Grune	-130 ถึง -223	ศึกษาจากถังหมักไร้ออกซิเจนที่ รับน้ำเสียจากบ้านเรือน



จากสมการ 2.31 พบว่า กรดอะซิติกเพิ่มขึ้น 250 mg/L จะทำลายความเป็นด่างไปคาร์บอเนตได้ประมาณ 415 mg/L แต่ได้อะซิเตตที่เทียบเท่าปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity) เพียง 310-350 mg/L ดังนั้นจะเห็นได้ว่า เมื่อปริมาณกรดเพิ่มขึ้น ปริมาณความเป็นด่างไปคาร์บอเนตจะลดลง ได้ความเป็นด่างอะซิเตตแทน ซึ่งเป็นผลทำให้ปริมาณ CO_2 เพิ่มขึ้นตามสมการ 2.32 แต่ลดปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดลงเล็กน้อยเท่านั้น ซึ่งแสดงให้เห็นว่า ค่าความเป็นด่างทั้งหมดมีความสำคัญน้อยมากในด้านการใช้เป็นตัวช่วยในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย

2.5 ข้อได้เปรียบและข้อจำกัดของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

ข้อได้เปรียบของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

1. ลดการสิ้นเปลืองพลังงานในการเติมอากาศให้กับระบบบำบัด เพราะการย่อยสลายสารอินทรีย์ไม่มีการใช้ออกซิเจนอิสระ
2. เหมาะกับประเทศในเขตร้อน เช่นประเทศไทย เพราะไม่ต้องเสียพลังงานในการเพิ่มอุณหภูมิให้กับระบบบำบัด ดังเช่นประเทศในเขตหนาว
3. ความต้องการสารอาหารเสริม (nutrient) น้อยกว่าระบบกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำที่แบบใช้ออกซิเจนอิสระ (aerobic treatment)
4. มีผลพลอยได้คือก๊าซมีเทน ซึ่งนำไปใช้เป็นพลังงานได้
5. ลดปัญหาในการกำจัดกากตะกอน เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายจะเปลี่ยนเป็นมวลจุลชีพประมาณร้อยละ 10-20 ในขณะที่ระบบใช้ออกซิเจนอิสระเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายเป็นมวลของจุลชีพประมาณร้อยละ 50
6. ระบบนี้ไม่จำเป็นต้องมีการเวียนตะกอนกลับ (sludge recycle) เพราะตัวกลางภายในเครื่องกรองจะทำหน้าที่ตกตะกอนให้กลับคืนสู่ระบบได้
7. มีระยะเวลาที่เก็บตะกอนสูง (solid retention time) ทำให้ระบบมีประ

ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงตามด้วย

ข้อจำกัดของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

1. ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (start up) นาน เพราะจุลินทรีย์เจริญเติบโตช้า
2. ระบบกำจัดปรับตัวไม่ทันต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำทิ้ง ปริมาณสารอินทรีย์ อุณหภูมิ และสภาวะแวดล้อมอื่น ๆ
3. น้ำทิ้งที่ออกจากระบบกำจัดจะมีกลิ่น และมีสีดำ เนื่องจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ เป็นก๊าซที่มีกลิ่น เมื่อทำปฏิกิริยากับสารประกอบโลหะต่าง ๆ ในน้ำทิ้งจะทำให้เกิดสารประกอบสีดำ

2.6 การศึกษาและทดลองระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนที่ผ่านมา

Coulter, J.B. และคณะ (1957) ได้เป็นผู้ริเริ่มนำเอาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมาใช้กับน้ำเสียจากบ้านเรือนและแหล่งชุมชน โดยใช้ระบบถังหมักแบบสัมผัส (anaerobic contact tank) แล้วตามด้วยเครื่องกรองไร้ออกซิเจนขนาดทดลองซึ่งมีความจุ 10 ลิตร เพื่อกำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 180 mg/L ที่อุณหภูมิ 20-25 องศาเซลเซียส ด้วยระยะเวลาพักเก็บน้ำ 36 ชั่วโมง ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีถึงร้อยละ 86

Young, J.C. McCarty, P.L. (1964) ได้ทำการวิจัยเกี่ยวกับสมรรถนะของเครื่องกรองในการกำจัดน้ำเสียหลายชนิด เช่น น้ำเสียจากโรงงานทำอาหารกระป๋อง น้ำเสียจากโรงงานผลิตยา น้ำเสียจากชุมชน อีกทั้งยังศึกษาคุณสมบัติของตัวกลาง (media) หลายชนิด และลักษณะการวางชั้นตัวกลางในเครื่องกรอง เพื่อที่จะลดต้นทุนการก่อสร้างของระบบให้ได้มากที่สุด นอกจากนี้ก็ยังมีการวิจัยในการนำเครื่องกรองไร้ออกซิเจนมาใช้ร่วมกับระบบอื่น เพื่อเพิ่มสมรรถนะของเครื่องกรองในการกำจัดน้ำเสีย

Pretorius, W.A. (1971) ได้ศึกษาระบบที่คล้ายกับของ Coulter โดยใช้ถังหมักแบบสัมผัส แล้วตามด้วยเครื่องกรองขนาดห้องปฏิบัติการความจุ 16 ลิตร กำจัดน้ำเสียจากบ้านในประเทศอัฟริกาใต้ ซึ่งมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 550 mg/L ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ด้วยระยะเวลาพักเก็บน้ำ 24 ชั่วโมง ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีร้อยละ 78

Raman, V. และ Chaklader, N. (1972) ได้ศึกษาเครื่องกรองไร้ออกซิเจนขนาด 4.00 x 2.25 ฟุต ภายในบรรจุอิฐหัก 3 ชั้น ชั้นล่างสุดขนาด 0.5 - 0.75 นิ้ว สูง 15 นิ้ว

ชั้นกลางขนาด 0.25-0.5 นิ้ว สูง 9 นิ้ว ชั้นบนสุดขนาด 0.63-0.25 นิ้ว สูง 3 นิ้ว กำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากถังเกรอะ (septic tank effluent) มีความเข้มข้นซีโอติ 344 ถึง 648 mg/L ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติร้อยละ 33-74

Raman, V. และ Khan, A.N. (1978) ได้ศึกษาเครื่องกรองใรร้ออกซีเจนขนาด 1.61 x 1.81 เมตร สูง 1.4 เมตร ภายในบรรจุหินขนาด 2.5-3.5 cm สูง 1.20 เมตร ทำความสะอาดน้ำเสียจากบ้านเรือนที่มีความเข้มข้นบีโอติ 115-238 mg/L ที่อุณหภูมิ 27.5 องศาเซลเซียส โดยมีระยะเวลาพักเก็บน้ำ 6.4 ชั่วโมง ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติโดยเฉลี่ยร้อยละ 72.5

บุญสิน สุกวงศ์, (2521) ได้ศึกษาเครื่องกรองใรร้ออกซีเจนโดยใช้ถังน้ำมันขนาด 200 ลิตร ภายในบรรจุหินกรองขนาด 2.5-5.0 cm โดยมีความสูงของหินกรอง 0.5 และ 1.0 เมตร กำจัดน้ำเสียจากถังเกรอะ ซึ่งมีความเข้มข้นซีโอติโดยเฉลี่ย 160 mg/L ปรากฏว่าเครื่องกรองที่บรรจุหินกรองสูง 0.5 เมตร ที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 2.5 - 18 ชั่วโมง สามารถกำจัดซีโอติได้ร้อยละ 46 ถึงร้อยละ 72 ส่วนเครื่องกรองที่บรรจุหินกรองสูง 1.0 เมตร ที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 4.5-32 ชั่วโมง สามารถกำจัดซีโอติได้ร้อยละ 51 ถึงร้อยละ 80

สรุปผลรายงานวิจัยบางส่วนที่เกี่ยวข้องกับเครื่องกรองใรร้ออกซีเจนในช่วงปี 1980-1992 พอสังเขป

Schwartz, et al. (1980) ใช้เครื่องกรองใรร้ออกซีเจนกำจัดน้ำเสียพวก sludge thermal conditioning liquor waste ซึ่งมีความบีโอติ 10,000 mg/L และกำหนดระยะเวลาพักน้ำ 24 ชั่วโมง เครื่องกรองสามารถลดบีโอติได้ถึง 80% และ 60% ในเทอมของซีโอติ ก๊าซมีเทนซึ่งเป็นผลพลอยได้จากระบบสามารถลดค่าใช้จ่ายในระบบน้ำเสีย 20-25%

Donovan, et al, (1980) ใช้เครื่องกรองใรร้ออกซีเจนกำจัดน้ำเสียพวก sludge heat treatment liquor waste ที่สภาวะออร์แกนิกโหลดตั้ง 6.5 kg COD/m²-d และเวลาพักน้ำ 36 ชั่วโมง เครื่องกรองสามารถลดบีโอติของน้ำเสียได้ 75-85% และ 55-65% ในเทอมของซีโอติ

Jennett & Donniss, (1981) ใช้เครื่องกรองใรร้ออกซีเจนกำจัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตยา (pharmaceutical waste) ซึ่งมีความเข้มข้นของบีโอติ 2,000 mg/L เวลาพักน้ำ 36 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส เครื่องกรองสามารถลดซีโอติได้ 70-80% และ

ลดบีโอดีได้ 94% ในขณะที่ระบบแบบใช้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการลดสับสเตรตได้เพียง 61% ด้วยการป้อนน้ำเสียลักษณะเดียวกัน

Landine et al, (1981) ใช้เครื่องกรองชนิด horizontal anaerobic filter กำจัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตมันฝรั่ง (potato processing waste) เครื่องกรองสามารถลดซีโอดีในน้ำเสียได้ 91% และลดตะกอนแขวนลอยได้ 85% ที่ออร์แกนิกโหลดคั่ง $1.35 \text{ kg COD/m}^3\text{-d}$

Friedman, et al, (1981) ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียพวกโรงงานฟอกหนังสัตว์ด้วยการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดี ประมาณ $3,000 \text{ mg/L}$ ระยะเวลาพักน้ำ 24 ชั่วโมง เครื่องกรองสามารถลดซีโอดีในน้ำเสียได้ 40-50% และสามารถย่อยสารประกอบโปรตีนได้ 76%

Hines, D.C.M. and Weeter, D.W. (1980) ได้ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนในการทดลองหาปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นภายในระบบ โดยทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งมีความเข้มข้นซีโอดี 3 ระดับ $3,000, 1,500, 750 \text{ mg/L}$ และกำหนด hydraulic loading rate (HLR) 2 ค่า ($0.0068 - 0.0136 \text{ L/m}^2\text{-sec}$) เป็นผลให้เกิดการทดลอง 6 ชุด ซึ่งมีค่าออร์แกนิกโหลดคั่งอยู่ในช่วง $0.43 - 3.5 \text{ kg COD/m}^3\text{-d}$ จากผลการทดลองพบว่า เครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงถึง 94% และมีแอมโมเนีย 170 mg/L ที่ระดับออร์แกนิกโหลดคั่ง $3.03 \text{ kg COD/m}^3\text{-d}$ HRT = 20 ชั่วโมง HLR = $0.010 \text{ L/m}^2\text{-sec}$ และพบว่าในการทดลองนี้ปริมาณแอมโมเนียเกิดมากที่สุด 217 mg/L ที่ระดับของ ออร์แกนิกโหลดคั่ง $1.35 \text{ kg COD/m}^3\text{-d}$ HRT = 41 ชั่วโมง HLR = $0.005 \text{ L/m}^2\text{-sec}$ ในการทดลองนี้ ยังแสดงให้เห็นว่าปริมาณแอมโมเนียส่วนใหญ่จะเกิดบริเวณตอนล่างช่วง 0.50 เมตรลงมา และยังชี้ให้เห็นว่าน้ำเสียที่ออกจากเครื่องกรองมีปริมาณแอมโมเนียเพียง 2.5% ของปริมาณที่จจะก่อให้เกิดปฏิกิริยา nitrification

Fronstell Bjorn, (1981) ทำการทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะการทำงานระหว่างเครื่องกรองไร้ออกซิเจน กับระบบสลัดจ์เบด (sludge bed system) โดยใช้ถังกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 84 mm สูง 1.25 m ภายในเครื่องกรองบรรจุตัวกลางพลาสติกมีความพรุน 96% ส่วนระบบสลัดจ์เบด (SBR) ตอนบนจะมีระบบแยกสลัดจ์ การทดลองนี้ได้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี 780 mg/L และป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ในอัตราออร์แกนิกโหลดคั่ง $0.7-10 \text{ kg COD/m}^3\text{-d}$ ผลการทดลองปรากฏว่าเครื่องกรองไร้ออกซิเจนมี

ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเหนือกว่าระบบสลัดจ์เบด (SBR) เล็กน้อย กล่าวคือระบบสลัดจ์เบด (SBR) สามารถกำจัดซีโอดีได้ 87% และ 68% ที่ระดับออร์แกนิกโหลดตั้ง 2.8, 10.1 $\text{kg COD/m}^3\text{-d}$ ส่วนเครื่องกรองไร้ออกซิเจนสามารถกำจัดซีโอดี 93% และ 79% ที่ระดับออร์แกนิกโหลดตั้ง 2.7 และ 10.5 $\text{kg COD/m}^3\text{-d}$ ตามลำดับ ในการทดลองนี้ได้ชี้ให้เห็นว่าระบบสลัดจ์เบด (SBR) เป็นเครื่องมือบำบัดน้ำเสียที่น่าจะนำมาใช้เพราะประหยัดค่าก่อสร้างได้มากกว่าเครื่องกรองไร้ออกซิเจน ถึงแม้ประสิทธิภาพการทำงานจะด้อยกว่าเล็กน้อย

Khalique A. Khan, Makram T. Suidan, Wendall H. Cross, (1982)

ได้ทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน 2 ตัว ซึ่งบรรจุตัวกลางต่างชนิดกัน คือ activated carbon และ anthracite coal โดยทดลองกับน้ำเสีย 3 ชนิด คือ น้ำเสียสังเคราะห์พวกกลูโคส, phenol dilute paint stripping bath wastewater ทำการทดลองในลักษณะต่อเนื่องในห้องทดลอง โดยใช้เครื่องกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5.1 cm สูง 61 cm บ่อน้ำเสียในอัตรา 2 ml/min และมีการไหลเวียนกลับ (recirculation) ในอัตรา 50 ml/min ระยะเวลาพักน้ำ 3.55 ชั่วโมง ทดลองที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าเครื่องกรองที่บรรจุ activated carbon มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และการผลิตมีเทนสูงกว่าเครื่องกรองที่บรรจุ anthracite coal ทุกกรณี

Landine, R.C., Viraraghavan, T., Cocci, A.A., Brown, G.J. (1982)

ทำการทดลองใช้ระบบการหมักและการกรองไร้ออกซิเจน (anaerobic fermentation filtration) ในการกำจัดน้ำเสียที่เกิดจากขบวนการทำมันฝรั่ง โดยน้ำเสียจะผ่านบ่อหมักไร้ออกซิเจนก่อน (fermenter) แล้วจึงเข้าเครื่องกรองไร้ออกซิเจน ในการทดลองได้บ่อน้ำเสียในอัตราออร์แกนิกโหลดตั้ง 1 $\text{kg COD/m}^3\text{-d}$ ที่ระยะเวลาพักน้ำ 8.2-19.2 ชั่วโมง และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ anaerobic fermentation filtration มีค่า 85-95% ที่ระดับออร์แกนิกโหลดตั้ง 1 $\text{kg COD/m}^3\text{-d}$

Genung, E และคณะ (1983) ได้ศึกษาเครื่องกรองไร้ออกซิเจนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.64 m. สูง 6 m. กำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือนที่มีความเข้มข้นบีโอดี 60-220 mg/L ที่อุณหภูมิ 15-20 องศาเซลเซียส โดยมีระยะเวลาพักน้ำ 2.5-10.5 ชั่วโมง รับน้ำเสียในอัตรา 19 m^3/d ปรากฏว่าเครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีร้อยละ 55

Kobayashi, H.A. (1983) ได้ศึกษาเครื่องกรองไร้ออกซิเจนขนาดห้องปฏิบัติการ

ทำด้วยท่อ โดยมีเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 37 นิ้ว กำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือนซึ่งมีความเข้มข้นซีโอติโดยเฉลี่ย 288 mg/L ที่อุณหภูมิ 20, 25 และ 35 องศาเซลเซียส ตามลำดับ รับออร์แกนิกโหลดถึง 0.32 kg/m³-d ปรากฏว่าเครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติร้อยละ 73 ที่อุณหภูมิ 25 และ 35 องศาเซลเซียส จะไม่เห็นความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ แต่ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดจะลดลง และมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพโดยเฉลี่ย 0.12 L/๘ COD ที่ถูกกำจัด ก๊าซชีวภาพจะประกอบด้วยก๊าซไนโตรเจน ร้อยละ 30 มีเทน ร้อยละ 65 และคาร์บอนไดออกไซด์ ร้อยละ 5 น้ำทิ้งที่ได้จากเครื่องกรองจะมีกลิ่นจากซัลไฟด์

Lettinga, G. และคณะ (1983) ได้ศึกษาระบบ UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) เพื่อนำมาบำบัดน้ำเสียจากบ้านเรือน โดยใช้เครื่องปฏิกรณ์มีขนาด 120 ลิตร สูง 2 เมตร ภายในบรรจุเม็ดชั้นสลัดจ์ (granular sludge bed) โดยการเลี้ยงชั้นสลัดจ์ให้มีความพอเหมาะแก่การรวมเป็นกลุ่มก่อนจากการใช้สารช่วยตกตะกอน รับน้ำเสียที่มีซีโอติเข้าเฉลี่ย 343 mg/L ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติร้อยละ 66-85 ที่อุณหภูมิ 8-20 องศาเซลเซียส และมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในช่วงฤดูร้อน 0.22 L/๘ COD ที่ถูกกำจัด ก๊าซชีวภาพส่วนใหญ่จะประกอบด้วยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ร้อยละ 2-4 ก๊าซไนโตรเจน ร้อยละ 14-22 อัตราส่วนของก๊าซไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับปริมาณก๊าซชีวภาพรวม ถ้าปริมาณก๊าซชีวภาพรวมต่อปริมาตรน้ำเสียที่ถูกบำบัดมีค่าสูง ปรากฏว่าส่วนประกอบของก๊าซไนโตรเจนจะลดลง โดยจะมีก๊าซมีเทนเพิ่มมากขึ้น

ทวีศักดิ์ นิมาพันธ์, (2531) ได้ศึกษาระบบถังเกรอะและถังกรองไร้อากาศในการบำบัดน้ำทิ้งจากบ้านพักอาศัยเพื่อใช้ทดแทนบ่อซึมซึ่งไม่สามารถใช้งานได้ในบางพื้นที่ โดยใช้จำลองรูปทรงกระบอกที่มีเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 20 cm และ 25 cm วางซ้อนกัน มีความสูงทั้งหมด 70 cm ชั้นในเป็นถังเกรอะ ส่วนชั้นนอกใส่ตัวกลางพลาสติก ลิก 9 cm รับน้ำเสียจากชุมชนห้วยขวาง ซึ่งมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 139.6 mg/L ด้วยอัตราไหล 15 L/d ระบบมีประสิทธิภาพรวมในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 82.3 ที่เวลากักเก็บรวมของระบบ 1.4 วัน ถังเกรอะมีประสิทธิภาพรวมในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 65.3 ที่เวลากักเก็บ 1.4 ชั่วโมง ส่วนตัวกรองไร้อากาศมีภาระอินทรีย์ 0.55 kg BOD/m³-d มีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีโดยเฉลี่ยร้อยละ 50.6 น้ำเสียที่ผ่านจากระบบบำบัดจำลองมีค่าบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 24.8 mg/L

ธงชัย นพวรรณสวัสดิ์, (2532) ได้ศึกษาคุณภาพน้ำของลุ่มน้ำกระน จังหวัดภูเก็ต โดยเปรียบเทียบศักยภาพของการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบติดกับที่และแบบศูนย์กลาง ซึ่งพิจารณาในด้านงบการลงทุนแล้ว การใช้ระบบติดกับที่ใช้ได้ดีเฉพาะกับบ้านพักอาศัยเท่านั้น คุณภาพน้ำที่ออกจากระบบฯ มีค่าบีโอดีประมาณ 30-40 mg/L สำหรับระบบศูนย์กลางนั้นรัฐจะเป็นผู้ลงทุนและเรียกเก็บจากประชาชนในภายหลัง รัฐสามารถควบคุมคุณภาพน้ำทิ้งได้อย่างมีประสิทธิภาพและแน่นอนกว่า

โรมรัน ศรีสัมฤทธิ์, (2525) ได้ทดลองใช้ขังข้าวโพดแห้งเป็นวัสดุตัวกลาง สำหรับเครื่องกรองไร้ออกซิเจนในการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ ภายใต้ออร์แกนิกโหลดตั้ง 0.833-30 kg COD/m³-d ปรากฏว่าขังข้าวโพดสามารถใช้เป็นตัวกลางยึดเกาะของแบคทีเรียได้ดีและยังสามารถคงสภาพอยู่ได้หลังจากใช้งานแล้วประมาณ 8 เดือน จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าขังข้าวโพดที่ใช้เป็นตัวกลางไม่อยู่ในฐานะเป็นแหล่งคาร์บอนได้เพียงลำพัง เนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์จำกัด เครื่องกรองที่ใช้ในงานวิจัยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงสุด 94% ที่ออร์แกนิกโหลดตั้ง 1.67 kg COD/m³-d และสามารถกำจัดซีโอดีได้มากที่สุด 7,500 mg/L ที่ระดับ 10 kg COD/m³-d โดยมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี 54%

เจษฎา ศรีศึก, (2527) ได้ทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนที่มีชั้นตัวกลางวางตัว 4 ลักษณะ คือ ตัวกลางเต็มถัง ตัวกลางลอย 25% ความสูงของถังกรอง ตัวกลางลอยครึ่งถังกรอง และตัวกลางจมครึ่งถังกรองในการใช้กำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยการเพิ่มออร์แกนิกโหลดตั้งอย่างต่อเนื่องและซ้ำ ๆ ปรากฏว่าถังกรองที่มีตัวกลางเต็มถังจะมีสมรรถนะและความสามารถในการลดซีโอดีของน้ำเสียได้ดีที่สุด แต่อย่างไรก็ตามเมื่อเพิ่มออร์แกนิกโหลดตั้ง ปรากฏว่าถังกรองที่มีตัวกลางในลักษณะลอยตัวอีกสองลักษณะก็มีแนวโน้มที่จะทำงานได้ดีขึ้น ผลการทดลองทำให้คาดคะเนว่าตะกอนเซลล์แบคทีเรียส่วนใหญ่สะสมตัวตอนล่าง เนื่องจากการทดลองดังกล่าวมิได้ทดลองในลักษณะทรงตัว (steady-state) ในแต่ละระดับออร์แกนิกโหลดตั้ง ดังนั้นจึงไม่สามารถเห็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของเครื่องกรองแต่ละชนิดได้ชัดเจนนัก

พรพจน์ กรรณสุต, (2525) ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียจากโรงงานสุรา ที่มีค่า BOD₅ 30,900 - 40,000 mg/L และค่าซีโอดี 77,430 - 110,000 mg/L จากผลการทดลองพบว่า เครื่องกรองมีประสิทธิภาพมากที่สุด 70% ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ต่อพื้นที่หน้าตัด 943 kg COD/m²-d และ 14.62 kg COD/m²-d เครื่องกรองมีประสิทธิภาพต่ำสุด 30% ที่อัตราการรับออร์แกนิกโหลดตั้งต่อพื้นที่หน้าตัด 27.96 kg COD/m²-d