# บทที่ 3

# ทฤษฎีและแนวความคิด

## 3.1 หลักการทำงานของกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนโดยทั่วไป

กระบวนการทำงานแบบไร้ออกซิเจนของแบคทีเรีย จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่มีอยู่ในน้ำเสียซึ่งโดยปกติแล้วจะย่อยสลายได้ช้ากว่ากระบวนการทำงานแบบใช้ออกซิเจน แต่ทว่าเมื่อมีการย่อยสลายสารอินทรีย์จากกระบวนการไร้ออกซิเจนจนถึงขั้นตอนสุดท้ายจะได้ก๊าซมีเทน ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานต่อไปได้ เนื่องจากการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจนค่อนข้างจะยุ่งยากในการเริ่มต้น และควบคุมการทำงานของระบบฯ ดังนั้นการทำความเข้าใจในสภาพการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบฯจึงมีความสำคัญในการที่จะทำให้ระบบฯ ประสบความสำเร็จในการทำงาน

Henze และ Harremoes, 1982 อธิบายถึงการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการทำงานของจุลินทรีย์ที่มีต่อสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างโมเลกุลซับซ้อนต่าง ๆ ไว้ว่ามีอยู่ 3 ขั้นตอนด้วยกัน และเป็นการทำงานโดยอาศัยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ แบคทีเรียพวกผลิตกรดและแบคทีเรียพวกผลิตก๊าซมีเทน (acid producing and methane producing bacteria) โดย

แบคทีเรียพวกผลิตกรด แบ่งเป็น

- แบคทีเรียที่ผลิตกรด (Acid forming bacteria; Acedogenic bacteria)
- แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซไฮโดรเจน (Hydrogen - producing acetogenic bacteria ; Acetogenic bacteria)

แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทน แบ่งเป็น

- แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนจากกลุ่มอะซิเตต (Acetoclastic methane bacteria ; Acetophilic)

- แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนจากกลุ่มไฮโดรเจน (Methane bacteria ; Hydrogenophilic)

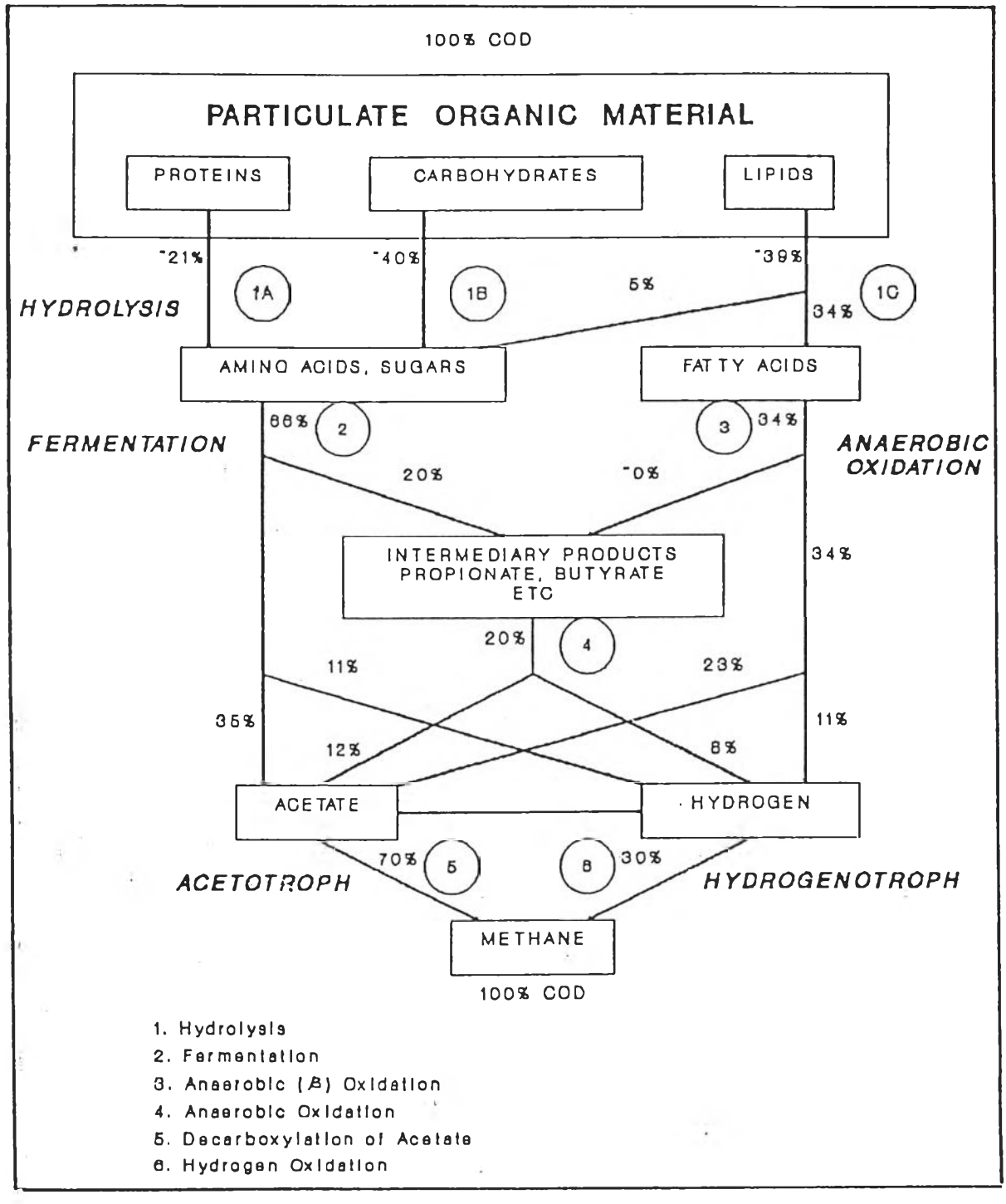
Gujer และ Zehnder, 1982 ยังได้อธิบายขั้นตอนเพิ่มเติมไว้เป็น 6 ขั้นตอน ดังรูปที่ 3.1

3.1.1 ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส (Hydrolysis)

ปกติแล้วแบคทีเรียไม่สามารถนำสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ไปใช้ได้ถ้าไม่มีการย่อยสลายโมเลกุลลงก่อน โดยกระบวนการแตกสลายโพลีเมอร์ (polymer break down) ให้เป็นสารประกอบพวกโพลีเมอร์หรือโมโนเมอร์ ซึ่งอาศัยการทำงานของเอ็นไซม์ที่ขับออกมาภายนอกเซลล์ทำการย่อยสลายโพลีเมอร์โมเลกุลใหญ่เหล่านั้น ดังนั้นปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส จึงเป็นขั้นตอนแรกที่สำคัญในการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน โดยผลของปฏิกิริยาไฮโดรไลซีสจะได้สารประกอบอินทรีย์ที่ไม่ซับซ้อนและละลายน้ำได้ง่าย เช่น กรดอะมิโน, กรดไขมัน, น้ำตาลกลูโคส เป็นต้น ในขั้นตอนนี้ยังไม่มีการลดซีโอดีของน้ำเสียลง Gujer และ Zehnder, 1982 ได้สรุปปฏิกิริยาไฮโดรไลซีสและเอ็นไซม์บางตัว ในการทำงานภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอิสระเอาไว้ในตารางที่ 3.1

3.1.2 ปฏิกิริยาอะซิโตเจเนซีส (Acetogenesis)

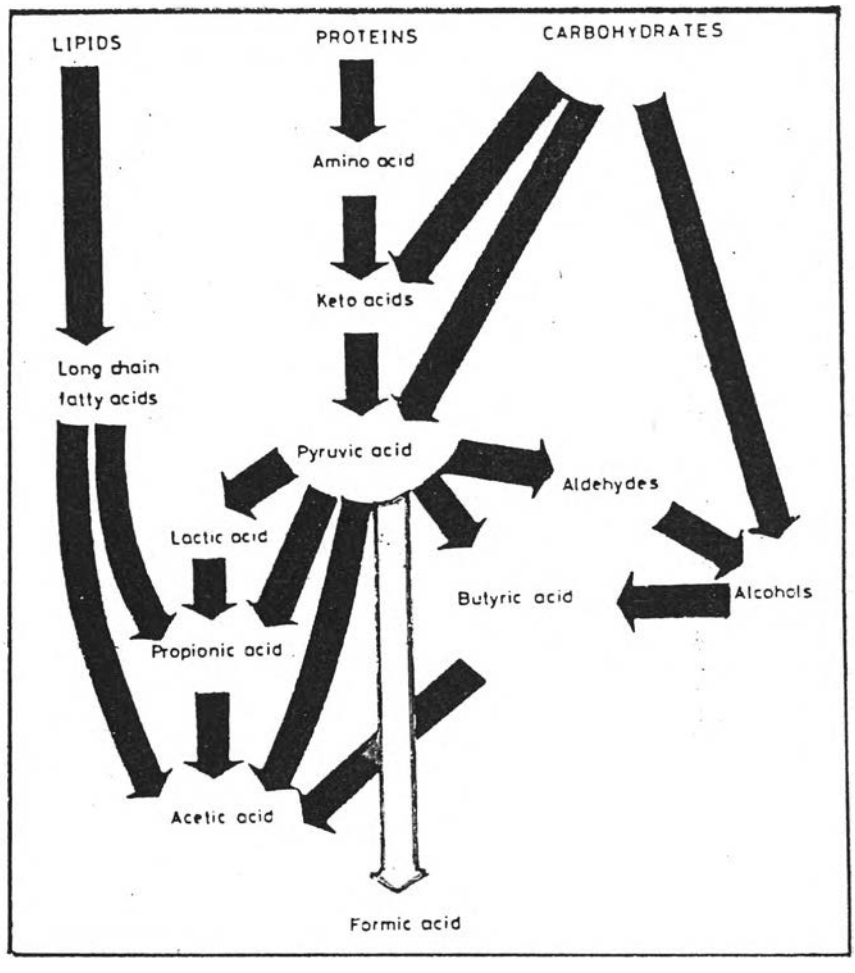
หลังจากสารอินทรีย์เชิงซ้อนโมเลกุลใหญ่ ถูกย่อยสลายโพลีเมอร์แล้ว ผลที่ได้ก็จะกลายเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานให้กับแบคทีเรียสร้างกรด (acidogenic bacteria) และพวกแบคทีเรียสร้างไฮโดรเจน (acetogenic bacteria) ซึ่ง Henze และ Harremoes, 1982 ได้สรุปกระบวนการสร้างกรด ไว้ในรูปที่ 3.2




รูปที่ 3.1 ปฏิกิริยาการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Gujer และ Zehnder, 1982)

ตารางที่ 3.1 ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีสของไบโอโพลีเมอร์ ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ (Gujer และ Zehnder, 1982)

| Biopolymer | Hydrolysis products | Organism, O and / or exoenzymes, E involve in hydrolysis | Apparent hydrolysis rate Kp ( per day ) | Temperature C° |
|---|---|---|---|---|
| lipids | fatty acids | E : Lipase | 0.4 - 0.6 | 35 - 40 |
| | glycerol | O : Clostridia | (fatty acid esters) | |
| | alcohols | | 0.6 - 1.7 (greases) | 35 - 40 |
| | | | 0.12 - 0.10 (greases) | 33 - 40 |
| | | | 0.08 (lipids) | 34 |
| proteins | polypeptides | E : Protease | 0.02 | 34 |
| | oligopeptides | E : Peptidase | 0.03 | 35 |
| | amino acid | O : Proteus vulgaris | | |
| | | different Clostridia | | |
| cellulose | polysaccharides | E : Cellulase | 0.04 (crude cellulose) | 35 |
| | oligosaccharides | O : Fungi | | 34 |
| | glucose | different Clostridia | | |
| | | Acetovibrio cellulíticus | | |
| | | - many others | | |
| hemicellulose | polysaccharides | E : Hemicellulase | 0.54 | 35 |
| (xylans ,pentosans) | oligosaccharides | Xylanase | | |
| | hexoses | O : Fungi | | |
| | pentoses | different Clostridia | | |




รูปที่ 3.2 ปฏิกิริยาของแบคทีเรียพวกสร้างกรด (Henze และ Harremoes, 1982)

แบคทีเรียสร้างกรด ทำการย่อยสลาย (ferment) พวกสารอินทรีย์โพลีเมอร์, คาร์โบไฮเดรต, ไขมัน และโปรตีน ให้เป็นกรดอินทรีย์, อัลกอฮอล์, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนแบคทีเรียพวกที่ผลิตก๊าซไฮโดรเจน (hydrogen - producing acetogenic bacteria) ก็ย่อยสลายพวกเอธทานอล (ethanol) , กรดโวลาไทล์ และพวกกรดไขมันโมเลกุลยาว เป็นอะซิเตด (acetate) และไฮโดรเจน Forday และ Greenfield,1983 กล่าวว่า นอกจากปฏิกิริยานี้จะให้กรดอะซิติกเป็นส่วนใหญ่แล้ว ยังให้กรดฟอร์มิก, กรดวาเลริค, ไอโซวาเลริค และกรดคาโพรนิคบ้าง ทั้งยังรายงานว่าพวกแบคทีเรียผลิตก๊าซไฮโดรเจนเหล่านี้มีการเจริญเติบโตช้ามาก ในขั้นตอนนี้ซึ่งถ้าเกิดมีการยังยั้งการทำงานของแบคทีเรีย กลุ่มนี้เช่นมีการสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจน ก็จะส่งผลยับยั้งปฏิกิริยาสร้างมีเทนได้

3.1.3 ปฏิกิริยาสร้างมีเทน (Methanogenesis)

การผลิตก๊าซมีเทน เป็นปฏิกิริยาที่ช้าและเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน ปฏิกิริยาส่วนใหญ่ที่เกิดขึ้น เป็นการเปลี่ยนกรดอะซิติก หรือไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ให้เป็นก๊าซมีเทน แบคทีเรียผลิตก๊าซมีเทนนี้แบ่งออกเป็น 2 พวก คือ พวกอะซิโตคลาสติกมีเทนแบคทีเรีย (Acetoclastic methane bacteria ; acetophelic) และพวกแบคทีเรียผลิตก๊าซมีเทน (Methane bacteria ; hydrogenophilic) ซึ่งแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนจากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์จะมีการเจริญเติบโตมากกว่า เมื่อเทียบกับแบคทีเรีย พวกที่ผลิตก๊าซมีเทนจากกรดอะซิติก

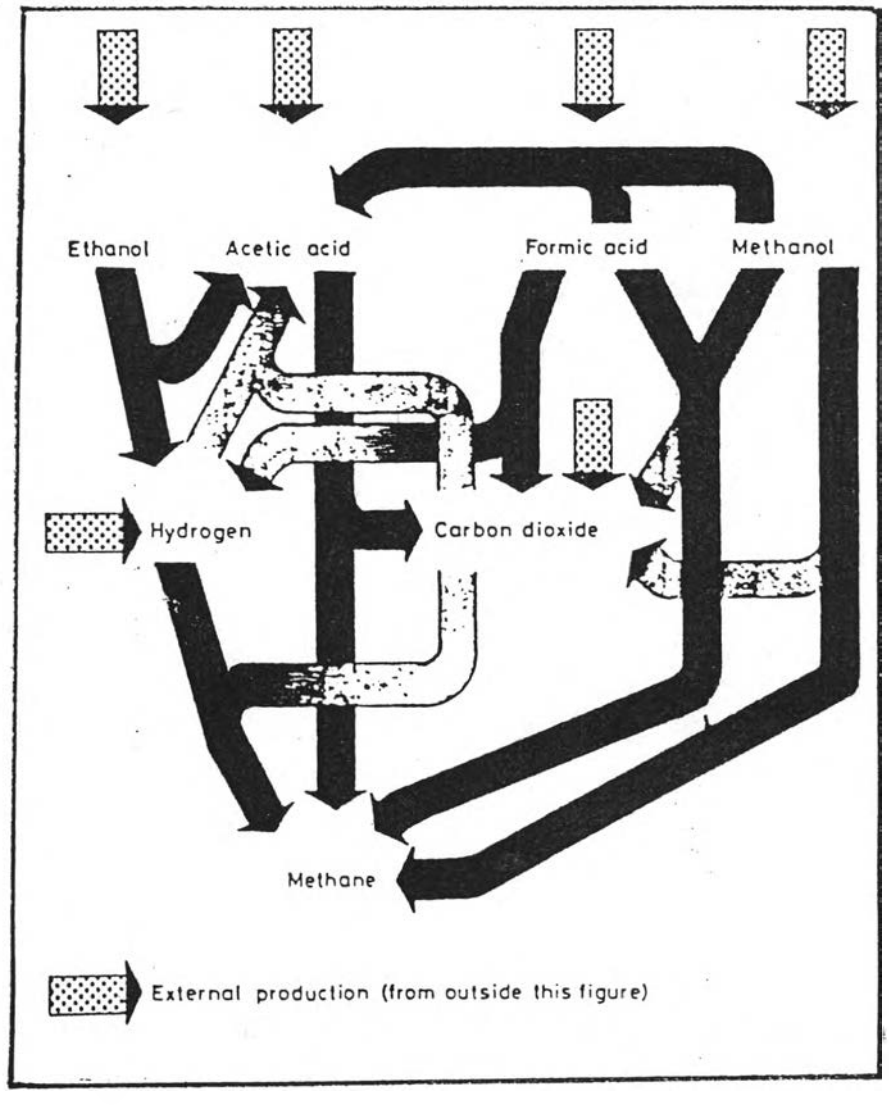
Gujer และ Zehnder,1982, Jeeris และ McCarty,1965, Smith และ Hay, 1966 ประมาณไว้ว่าหนึ่งในสามของก๊าซมีเทนมาจากโมเลกุลของไฮโดรเจน ส่วน Smith และ Hay,1978 รายงานไว้ว่ามีบางส่วนเล็กน้อยของก๊าซมีเทนมาจากเมทธานอล (methanol) และกรดฟอร์มิก โดยในรูปที่ 3.3 แสดงปฏิกิริยาของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (ที่มา ; Henze และ Harremoes,1982)

สมการ 3.1.1 และ 3.1.2 แสดงสมการการสร้างก๊าซมีเทนจากมีเทนฟอร์มเมอร์ของแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภทนี้

$$4H_2 + CO_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O \quad \text{..... (3.1.1)}$$

$$CH_3COO^- + H_2 \longrightarrow CH_4 + CO_2 \quad \text{..... (3.1.2)}$$

ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจะแสดงถึงประสิทธิภาพของระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ในการควบคุมระบบกำจัดน้ำเสียแบบนี้ จำเป็นต้องควบคุมสภาพต่าง ๆ ให้เหมาะสมสภาพดังกล่าวได้แก่ สภาพไร้ออกซิเจนอิสระ ค่าพีเอช อุณหภูมิ ปริมาณก๊าซคาร์บอนไดอ๊อกไซด์ ความเป็นด่าง กรดโวลาไทล์ ความเป็นด่างไบคาร์บอเนต โลหะเป็นพิษ อัตราการเติมสารอินทรีย์ต่อวัน (Loading) ระยะเวลาในการเก็บกักน้ำ (HRT) และอายุของตะกอนแบคทีเรีย (SRT)



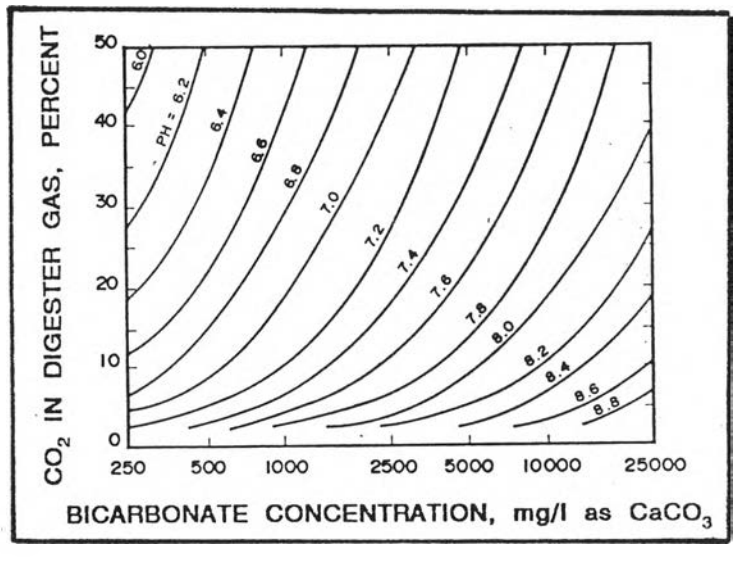

รูปที่ 3.3 ปฏิกิริยาของแบคทีเรียพวกสร้างมีเทน (Henze และ Harremaes, 1982)

3.2 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย แบบไร้ออกซิเจน

3.2.1 พีเอช ค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อระบบกำจัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน อยู่ในช่วงระหว่าง 6.6 - 7.6 ถ้าค่าพีเอชสูงหรือต่ำกว่านี้ ประสิทธิภาพของระบบกำจัดจะลดลง ที่ค่าพีเอชต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพจะลดลงอย่างรวดเร็ว เพราะสภาวะเป็นกรดนั้นจะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียพวกมีเทนฟอร์มเมอร์ Zehnder และคณะฯ, 1982 บอกว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับพวกมีเทนฟอร์มเมอร์อยู่ในช่วง 6-8 และแบคทีเรียพวกเอซิดฟอร์มเมอร์มีพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 5-6

3.2.2 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด และความเป็นด่างไบคาร์บอเนตและอัตราส่วนความเข้มข้นของกรดโวลาไทล์ต่อระดับสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนต

ในระบบกำจัดน้ำเสียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ สภาพความเป็นด่างทั้งหมดจะมีความสำคัญน้อยกว่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนตในการใช้เป็นตัวชี้บอกสภาวะการทำงานของระบบฯ ทั้งนี้เนื่องจากสภาพความเป็นด่างทั้งหมดมีการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยในปฏิกิริยาทางเคมีในระบบหมัก (ดูในเรื่องปริมาณก๊าซ $CO_2$;3.2.9) ค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนตจะทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ เมื่อมีกรดอินทรีย์เกิดขึ้นในระบบฯ อันเนื่องมาจากการสลายตัวของสารอินทรีย์ในขั้นแรก ทำให้ค่าพีเอชเปลี่ยนแปลงเล็กน้อย แต่ถ้ามีความเป็นด่างไบคาร์บอเนตต่ำ หรือกรดอินทรีย์มากเกินไปจนทำลายแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีอยู่หมดไป ทำให้เกิดกรดอินทรีย์อิสระเหลืออยู่ เป็นเหตุให้ค่าพีเอชลดต่ำลงได้มาก เมื่อเกิดกรณีเช่นนี้ขึ้น จำเป็นต้องปรับพีเอชให้ขึ้นมาในช่วงปกติทันที โดยใช้โซดาไฟแล้วจึงใช้แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ในระบบกำจัดนี้ โดยปกติจะควบคุมปริมาณสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนตอยู่ในช่วง 1,500-2,000 มก./ล. ของ $CaCO_3$ ซึ่ง McCarty, 1964 ได้แสดงความสัมพันธ์ของค่าพีเอชและสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนตในรูปที่ 3.4 และเสนอว่าสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนตของระบบไม่ควรมีค่าต่ำกว่า 1,000 มก./ล.ของ $CaCO_3$




รูปที่ 3.4 ความสัมพันธ์ในทางทฤษฎีระหว่าง $CO_2$ pH และสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนตของถังหมักไร้ออกซิเจน (McCarty, 1964)

ปัจจัยที่สำคัญกว่าสภาพความเป็นด่าง ก็คือ อัตราส่วนของความเข้มข้นกรดโวลาไทล์ต่อระดับสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนต ตราบใดที่อัตราส่วนนี้ ($VFA/HCO^-_3$) น้อยกว่า 0.4 ระบบจะมีบัฟเฟอร์สูง แต่ถ้าอัตราส่วนนี้($VFA/HCO^-_3$) มีค่าสูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบกำลังอยู่ในขั้นที่พีเอชจะลดลงอย่างรวดเร็ว ถ้ามีการเพิ่มเพียงเล็กน้อยของกรดโวลาไทล์ ด้วยเหตุนี้ระหว่างการควบคุมจึงจำเป็นต้องตรวจค่าอัตราส่วนนี้กับอัตราการเปลี่ยนแปลงของมัน

3.2.3 <u>กรดโวลาไทล์</u> (Volatile Fatty Acid)

ปริมาณกรดโวลาไทล์มีความสำคัญมาก ในการควบคุมการทำงานของการย่อยสลายของสารอินทรีย์ที่ไม่ต้องการใช้ออกซิเจน (Anaerobic Digestion Process) เนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน จำเป็นต้องอาศัยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ แบคทีเรียสร้างกรด (Acid former bacteria) ซึ่งจะทำการย่อยสลายเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นกรดโวลาไทล์ จากนั้นแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (Methane former bacteria) ก็จะย่อยสลายกรดโวลาไทล์เป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ ดังนั้นถ้ามีการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์จะต้องเกิดปฏิกริยาการย่อยสลาย 2 ตอนนี้อย่างต่อเนื่อง ถ้าเกิดแต่ขั้นตอนแรกอย่างเดียวปริมาณกรดโวลาไทล์ จะเกิดขึ้นมากจนไประงับ (Inhibit) การเจริญเติบโตของมีเทนแบคทีเรีย ทำให้ไม่สามารถเกิดการย่อยสลายในขั้นตอนที่ 2 ได้ เรียกว่าเกิด "Stuck Digestion" ขึ้น ดังนั้นจะเห็นได้ว่าการหมักแบบไร้ออกซิเจนใด ๆ ก็ตามการหาค่ากรดโวลาไทล์มีความสำคัญต่อการควบคุมการทำงานของระบบนี้มาก ปกติแล้วถังหมักแบบไร้ออกซิเจนควรมีปริมาณของกรดโวลาไทล์ประมาณ 50 - 500 มก./ล. (วัดในเทอมของกรดอาซีติก) หากปริมาณของกรดโวลาไทล์มากกว่า 2,000 มก./ล. อาจจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย และถ้าระบบมีปริมาณกรดโวลาไทล์ 8,000 - 10,000 มก./ล. (วัดในเทอมของกรดอาซีติก) จะเป็นพิษต่อระบบโดยตรง

อนึ่งถึงแม้ว่าความเข้มข้นของกรดโวลาไทล์ประมาณ 200 - 400 มก./ล. ในเทอมของกรดอาซีติก จัดได้ว่าเป็นระดับที่แสดงว่าระบบไร้ออกซิเจนทำงานได้ดี แต่ปริมาณกรดยังไม่สำคัญเท่าอัตราการเปลี่ยนแปลงของมัน ทั้งนี้เพราะความเข้มข้นของกรดเหล่านี้ได้รับอิทธิพลจากแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภท แต่อัตราการเปลี่ยนแปลงของมันเป็นเครื่องวัดโดยตรงที่บอกได้ก่อน

ถึงอัตราเร็วของปฏิกิริยาของแบคทีเรีย ด้วยเหตุนี้การเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วทันทีของความเข้มข้นของกรดโวลาไทล์ แสดงว่ามีปฏิกิริยาบางอย่างเกิดขึ้น ทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ในทางตรงกันข้ามถ้ามีการลดอย่างรวดเร็วของกรดโวลาไทล์ก็แสดงว่าเหตุการณ์เป็นไปในทางตรงข้าม เหตุการณ์อันหลังนี้สามารถทำให้ระบบไร้ออกซิเจนหยุดได้โดยไม่มีสัญญาณของ Stuck Digestion เลย ความรู้เกี่ยวกับชนิดของกรดโวลาไทล์ก็มีความสำคัญอย่างยิ่ง เช่น ถ้าความเข้มข้นของกรดโพรไพโอนิคสูงกว่า 1,000 มก./ล. ก็จะมีปัญหาเรื่องพิษของมันเพิ่มขึ้นมาอีกอย่างหนึ่งนอกเหนือจากปัญหาเรื่องการลดพีเอช เป็นต้น อย่างไรก็ดี ตราบเท่าที่พีเอชอยู่ระหว่าง 7 ปัญหาต่าง ๆ จะเกิดน้อยแม้ว่าระดับความเข้มข้นของกรดอย่างอื่น ๆ จะสูงก็ตาม

3.2.4 <u>สภาพไร้ออกซิเจนอิสระ</u> ระบบบำบัดจะต้องอยู่ในสภาพที่ปราศจากออกซิเจนอิสระ เนื่องจากออกซิเจนอิสระไม่เอื้ออำนวยต่อสภาพการทำงานของแบคทีเรียพวกมีเทนฟอร์มเมอร์

3.2.5 <u>อุณหภูมิ</u> ปฏิกิริยาชีวเคมีแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะเกิดขึ้นได้ดีที่สุดในช่วงอุณหภูมิ 2 ช่วง คือ ช่วงเมโซฟิลิค (mesophilic range) คือ ช่วงอุณหภูมิ 30-37 °ซ และช่วงเทอร์โมฟิลิค (thermophilic range) คือ ช่วงอุณหภูมิ 47-55 °ซ. ดังนั้นเมื่ออุณหภูมิต่ำหรือสูงกว่าช่วงดังกล่าวแบคทีเรียจะทำงานได้ไม่ดี ประสิทธิภาพของระบบจะลดต่ำลง เช่น ในช่วงอากาศหนาวเย็น ซึ่งจะสังเกตได้จากปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจะลดน้อยลงทันที

3.2.6 <u>อาหารเสริมสร้าง</u> ระบบแบบนี้ต้องการอาหารเสริมสร้างต่ำมาก อัตราส่วน BOD:N:P ที่ต้องการต่ำที่สุด เท่ากับ 100:1.1:0.2 ดังนั้นต้องการทำการวิเคราะห์หาค่าไนโตรเจน ฟอสฟอรัสในน้ำที่จะบำบัดว่ามีอยู่มากน้อยเพียงใด ถ้าต่ำกว่าอัตราส่วนที่ต้องการจำเป็นต้องเพิ่มเติมให้ครบ สารที่นิยมใช้เพิ่มเติม คือ ยูเรียและกรดฟอสฟอริก นอกจากนี้ ยังมีอาหารเสริมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการดำรงชีพ แสดงไว้ในตารางที่ 3.2

3.2.7 <u>ปริมาณอิออนและโลหะหนัก</u> ปริมาณอิออนและโลหะหนักในน้ำทิ้งหรือในระบบถ้ามีมากเกินไปจะเกิดเป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบได้โดยตรง อิออนเหล่านี้มีทั้งแคทอิออนและ

ตารางที่ 3.2 อาหารเสริมสำหรับแบคทีเรียในกระบวนการไร้ออกซิเจนอิสระ (Henze และ Harremoes, 1982)

| Compound | Beneficial concentration in the study g/m³ | Effect | Literature |
|---|---|---|---|
| $Fe^{++}$ | 0.2 | Precipitation of sulphide | Speece and McCarty (1964) |
| | | Flocculation/ Biofilm structure | |
| | 12-120(suluble) | - | Hoban and van den Berg (1979) |
| $Ni^{++}$ | (0.01?) | Build-up of $F_{430}$ co-factor in methanogens | Thauer (1981) |
| | 0.006 | Increse in activity | Murray and van den Berg (1981a) |
| $Mg^{++}$ | 0.01-0.02 | Flocculation | Lettinga et al. (1980a) |
| $Ca^{++}$ | 0.01-0.04 | Flocculation | Lettinga et al. (1980a) |
| $Ba^{++}$ | 0.01-0.1 | Flocculation | Lettinga et al. (1980a) |
| $Co^{++}$ | 0.01 | Vitamin $B_{12}$ | Speece and McCarty (1964) |
| | 0.003 | Increase in activity | Murray and van den Berg (1981a) |
| $SO_4^{--}$ | 0.02 | Increase in activity | van den Berg (1980b) |

แอนอิออนที่สำคัญได้แก่ $K^+$, $Na^+$, $Ca^{++}$, $Mg^{++}$ และ $S^{2-}$ ส่วนโลหะหนักได้แก่ Cu, Zn, Ni และ Cr

ดังนั้น ในการบำบัดด้วยระบบการหมัก ถ้าน้ำทิ้งมีปริมาณอิออนต่าง ๆ หรือโลหะหนักอยู่ในปริมาณมากถึงระดับที่ทำให้เกิดเป็นพิษจำเป็นต้องเจือจางน้ำทิ้งลง เพื่อให้ความเข้มข้นของอิออนต่าง ๆ หรือโลหะหนักต่ำกว่าระดับทำให้เกิดเป็นพิษ อย่างไรก็ตามอิออนเหล่านี้มักมีรวมกันอยู่ในระบบและสามารถลดการเป็นพิษของกันและกันได้ในช่วงความเข้มข้นที่เหมาะสม เรียกว่าเกิดปรากฏการณ์แอนตาโกนิซัม (antagonism) เช่น $Na^+$ 3,500 มก./ล. สามารถทำให้หมดไปได้ ถ้ามี $Ca^{++}$ และ $Mg^{++}$ ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50-1,000 มก./ล. (McCarty and Mckinney, 1961) แต่ในทางตรงกันข้ามแคทอิออนบางชนิดจะไปเพิ่มพิษของแคทอิออนอีกชนิดหนึ่งเมื่ออยู่ร่วมกัน ปรากฏการณ์เช่นนี้เรียกว่า ซินเนอร์ยิสซิม (Synergism) ตารางที่ 3.3 แสดงความเข้มข้นของอิออนและโลหะหนักที่เกิดพิษต่อระบบ

ตารางที่ 3.3 การยับยั้งและเป็นพิษต่อกระบวนการไร้ออกซิเจนอิสระ (Henze และ Harremoes, 1982)

| Compound | Concentration | Effect | ac- | inac-clim. | susp. | att-ached | Literature |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Acetaldehyde | | | | | | | Chou et al. (1978) |
| Acetate | | | | | | | McCarty and McKinney (1961) |
| Acitic acid | | | | | | | McCarty and McKinney (1961a) |
| Acerylein | 8 uM | Total inhib. | | + | + | | Sprott et al. (1981) |
| Acrolein | 0.2 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| | 0.5 kg / cu.m. | inhib. begins | | + | | + | Chou et al. (1979) |
| Acrylic acid | 12 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Acrylonitrile | 4 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Ammonia | 8 kg / cu.m. | inhib. begins (pH not known) | + | | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 8 kg / cu.m. | inhib. begins (pH not known) | + | | | + | Parkin and Speece (1982) |
| | 24 kg / cu.m. | inhib. begins (pH not known) | | + | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 4 - 6 kg / cu.m. | partial inhib. | + | | + | | Cecil (1981) |
| | 0.4 kg / cu.m. | inhib. | + | | + | | Lettinga (1978) |
| Free ammonia | 0.05 - 0.1 mM | Acceptable | | | + | | McCarty and McKinney (1961) |
| Aniline | 26 mM | 50 % inhib. | | | | | Chou et al. (1978) |
| Calciumchloride | | | | | | | McCarty and McKinney (1961) |
| Carbon tetrachloride | | | | | + | | Lettinga (1978) |
| Catechol | 24 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| | 0.2 - 0.4 kg / cu.m. | no inhib. | + | | | + | Cross (1981) |
| 1-Cl-Propane | 1.9 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| 1-Cl-Propane | 0.1 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| 2-Cl-Propionic acid | 8 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| 3-Cl-1.2-Propandiol | 6 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Chloride | < 8.3 kg / cu.m. | inhib. | | | + | | McCarty and McKinney (1961) |
| Chloroform | 0.020 kg / cu.m. | inhib. begins | | + | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.020 kg / cu.m. | inhib. begins | + | | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.040 kg / cu.m. | inhib. begins | + | | | + | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.040 kg / cu.m. | no inhib. | + | | | + | Yang et al. (1980) |
| | 0.200 kg / cu.m. | recovery after 5 days | + | | | + | Yang et al. (1980) |
| Copper | 0.05 kg / cu.m. | inhib. begins | | + | | + | Chou et al. (1979) |
| Crotonaldehyde | 6.5 mM | | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Cyanide | 0.01 kg / cu.m. | inhib. begins | | + | | | Parkin and Speece (1982) |
| | | | | | | | Lettinga (1978) |
| | 0.02 kg / cu.m. | no inhib. | + | | | + | Yang et al. (1980) |
| | 0.75 kg / cu.m. | recovery after 5 days | + | | | + | Yang et al. (1980) |

018119

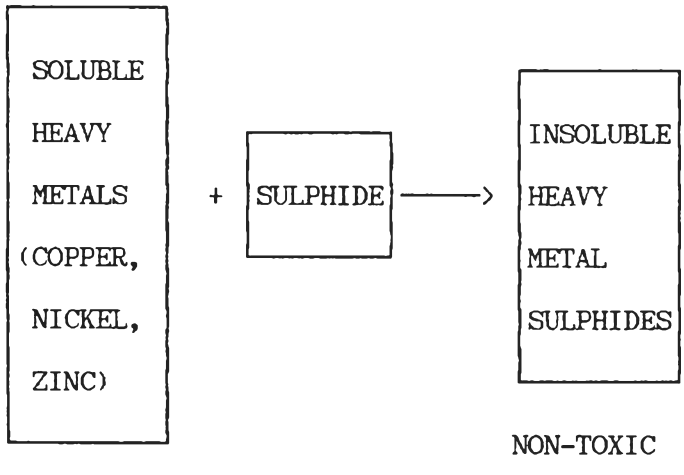
ตารางที่ 3.3 (ต่อ)

continued

| Compound | Concentration | Effect | ac- | unac-clim. | susp. | att-ached | Literature |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 3-cymene | | | + | | + | | Benjamin et al. (1302) |
| Difurfuryldisulfide | 0.001 kg / cu.m. | inhib. | | + | + | | Benjamin et al. (1982) |
| | 0.010 kg / cu.m. | Total inhib. | | + | + | | Benjamin et al. (1982) |
| 2.4-dinitrophenol | 0.250 kg / cu.m. | recovery after 1 days | | + | | + | Chou et al. (1975) |
| Ethylacetate | 11 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Ethylbenzene | 3.2 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Ethylenedichloride | 0.005 kg / cu.m. | inhib. begins | (+) | | + | | Stuckey et al. (1980) |
| Eugenol | 0.1 - 0.5 kg / cu.m. | Inhib. | + | | + | | Benjamin et al. (1982) |
| | 1.0 kg / cu.m. | Total inhib. | + | | + | | Benjamin et al. (1982) |
| Formaldehyde | < 0.3 kg / cu.m. | inhib. begins | | + | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.4 kg / cu.m. | inhib. begins | ! | | ! | | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.4 kg / cu.m. | inhib. begins | + | | | + | Parkin and Speece (1982) |
| | 2.4 mM | 50 % inhib. | | | | | Chou et al. (1978) |
| | 0.5 - 1.0 kg / kg VSS | total kill | | | | | Jans (1981) |
| Furfural | 0.5 kg / cu.m. | inhib. | | + | + | | Benjamin et al. (1982) |
| | 2.0 kg / cu.m. | Total inhib. | | + | + | | Benjamin et al. (1982) |
| | 5.0 kg / cu.m. | Total inhib. | + | | + | | Benjamin et al. (1982) |
| Guiaiacol | 1.0 kg / cu.m. | inhib. | | + | + | | Benjamin et al. (1982) |
| | 2.0 kg / cu.m. | inhib. | + | | + | | Benjamin et al. (1982) |
| | 5.0 kg / cu.m. | Total inhib. | | + | + | | Benjamin et al. (1982) |
| Hydrogen | 200 kPa. part.pressur | inhib. | + | | + | | Van den Berg et al. (1980 b) |
| Lauric acid | 2.8 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Limonene | 0.5 kg / cu.m. | inhib. | | + | | | Benjamin et al. (1982) |
| Magnesiumchloride | | | | | + | | McCarty and McKinney (1961) |
| Methylenechloride | 0.002 kg / cu.m. | inhib. begins | (+) | | + | | Stuckey et al. (1980) |
| Nickle | 0.8 kg / cu.m. | inhib. begins | | + | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.2 kg / cu.m. | inhib. begins | + | | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | 0.25 kg / cu.m. | inhib. begins | + | | | + | Parkin and Speece (1982) |
| Nitrobenzene | 0.1 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Pentachlorophenol | 0.27 kg / cu.m. | inhib. | + | | | | Saikkonja-Salonen et al. (1982) |
| Phenol | 28 mM | 50 % inhib. | | | | | Chou et al. (1975) |
| | 0.2 - 0.4 kg / cu.m. | no inhib. | + | | | + | Cross (1981) |
| Potassiumchloride | | | | | + | | McCarty and McKinney (1961) |
| Propanol | 90 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Resorcinol | 29 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Sodium | 10 kg / cu.m. | Acceptable | | | | | McCarty and McKinney (1961) |
| | 10 kg / cu.m. | inhib. | | | + | | Lettinga (1978) |
| Sulfide | < 1.5 kg / cu.m. | Inhib. begins | | + | + | | Parkin and Speece (1982) |
| | | | | | | | Zehnder et al. (1301) |
| Vinylacetate | 8 mM | 50 % inhib. | + | | | | Chou et al. (1978) |
| Vinylchloride | > 0.084 kg / cu.m | inhib. begins | (+) | | + | | Stuckey et al. (1980) |

สำหรับโลหะหนักสามารถลดการเป็นพิษได้ด้วยสารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบหรือสารที่สลายตัวให้ซัลไฟด์โดยการเติมลงไปในระบบ ทั้งนี้เนื่องจากซัลไฟด์จะไปจับกับตัวโลหะต่าง ๆ ให้อยู่ในรูปโลหะซัลไฟด์เป็นตะกอนไม่ละลายน้ำ ทำให้การเป็นพิษหมดไปได้ (ดูรูปที่ 3.5)

Parkin และคณะฯ 1981 รายงานว่า โดยทั่วไปแล้วระบบกำจัดน้ำเสียไร้-ออกซิเจนแบบตัวกลางติดกับที่ (fixed bed) จะมีความเหมาะสมในการทนต่อสภาพรับสารพิษเข้าระบบฯ ได้ดีกว่าระบบฯ ที่มีตัวกลางแขวนลอย




| QUANTITY OF SULFIDE SALTS REQUIRED FOR PRECIPITATION<br>SULPHIDE SALTS ADDED | CONCENTRATION OF HEAVY METALS PRECIPITATED |
|---|---|
| 1 มก./ลบ.ดม. SUPHIDE ($S^{=}$) | 1.8-2.0 มก./ลบ.ดม. |
| 1 มก./ลบ.ดม. SODIUM SULPHIDE ($NA_2S$) | 0.75-0.84 มก./ลบ.ดม. |
| 1 มก./ลบ.ดม. SODIUM SULPHIDE ($Na_2S.9H_2O$) | 0.24-0.27 มก./ลบ.ดม. |

รูปที่ 3.5 ปฏิกริยาการทำลายพิษของโลหะหนัก (Heavy metal) โดยซัลไฟด์ ($S^{=}$) ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (McCarty, 1964)

3.2.8 ศักยภาพการให้และรับอีเล็คตรอน (Oxidation-Reduction Potential)

แหล่งพลังงานเบื้องต้นของสิ่งมีชีวิตคือ พลังงานเคมีที่ได้จากสารอินทรีย์และสาร-อนินทรีย์ ซึ่งการใช้สารประกอบเคมีเป็นแหล่งพลังงานจำเป็นต้องอาศัยปฏิกิริยาออกซิเดชันรีดัคชัน (Oxidation-Reduction Reaction) หรือที่เรียกสั้นๆ ว่าปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox Reaction) กลไกหลักของปฏิกิริยารีดอกซ์นี้ ได้แก่ การถ่ายเทอีเล็คตรอน (Electron Tranfer) จากสารหนึ่งไปสู่อีกสารหนึ่ง ดังนั้นปฏิกิริยารีดอกซ์จะเกิดสมบูรณ์ได้จะต้องประกอบด้วย สารให้อีเล็คตรอน และสารรับอีเล็คตรอน

ถ้าจะกล่าวในเทอมของพลังงานแล้ว สารให้อีเล็กตรอนจะเป็นแหล่งของพลังงาน ส่วนสารรับอีเล็คตรอนจะไม่ใช่ สารประกอบในระบบกำจัดน้ำเสีย ซึ่งมีสารอินทรีย์ต่าง ๆ ถือว่าเป็นสารให้อิเล็คตรอน เพราะสารเหล่านี้มักถูกรีดิวซ์มาแล้วในระดับสูง ออกซิเจนและไนเตรทมักเป็นสารรับอิเล็คตรอนที่ใช้ในขบวนการกำจัดน้ำเสีย เมื่อสารให้อิเล็คตรอนถูกออกซิไดซ์ถึงที่สุดมันก็จะไม่ใช่เป็นแหล่งของพลังงานอีกต่อไป แต่จะกลายเป็นสารรับอิเล็คตรอนได้

สารประกอบทางเคมีมีความแตกต่างกันในแนวโน้มที่จะรับหรือให้อิเล็คตรอนเสมอ ดังนั้นจึงมีพารามิเตอร์ที่เรียกว่า ออกซิเดชันรีดัคชันโพเทนเชียล (Oxidation-Reduction Potential) หรือเรียกสั้น ๆ ว่า รีดอกซ์โพเทนเชียล (Redox Potential) ใช้สำหรับแสดงปริมาณแนวโน้มในการรับอีเล็คตรอนและถูกรีดิวซ์ ค่าของพารามิเตอร์อันนี้สามารถวัดได้โดยใช้วิธีไฟฟ้าเทียบกับสารมาตรฐานซึ่งมักเป็นไฮโดรเจน สารที่ถูกรีดิวซ์มากจะมีพลังงานมากและจะมีค่าโพเทนเชียลต่ำ นั่นก็คือมีแนวโน้มรับอีเล็คตรอนน้อย หรืออาจกล่าวได้ว่ามีแนวโน้มอีเล็คตรอนสูง ในการถ่ายเทและรับอีเล็คตรอนนั้น สารที่มีโพเทนเชียลต่ำกว่าสามารถให้อีเล็คตรอนแก่สารที่มีโพเทนเชียลสูงกว่า ดังนั้นสารเคมีส่วนใหญ่สามารถเป็นได้ทั้ง สารให้หรือสารรับอิเล็คตรอน ซึ่งขึ้นอยู่กับว่ามันจะทำปฏิกิริยากับสารชนิดใด

ในขบวนการหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจน จำเป็นจะต้องอาศัยชุมชนแบคทีเรียหลายชนิดร่วมกันทำงานเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพ ดังนั้นในระบบจึงประกอบด้วยปฏิกิริยาชีวเคมีที่-ซับซ้อนยากแก่การเข้าใจ อย่างไรก็ตามเป็นที่เชื่อกันว่า ในขบวนการกำจัดน้ำเสียแบบไร้-

ออกซิเจน การลดค่าซีโอดีเป็นผลมาจากปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยการถ่ายเทอิเล็คตรอนจากสารอินทรีย์ไปยังสารรับอิเล็คตรอน ซึ่งสารรับอีเล็คตรอน ได้แก่ คาร์บอนไดออกไซด์ กรดอาซีติก และไฮโดรเจนไอออน ตัวอย่างของปฏิกิริยารีดอกซ์ในระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนได้แสดงตามสมการข้างล่างนี้

$$2e^- + 2H^+ \text{ ----------> } H_2 \qquad 3.2.3$$

$$CO_2 + H^+ + e^- \text{ ----------> } CH_4 + H_2O \qquad 3.2.4$$

$$CH_3COOH + H^+ + e^- \text{ --------> } CH_4 + H_2O \qquad 3.2.5$$

สมการ 3.2.3 เป็นการสร้าง $H_2$ โดย $H^+$ เป็นตัวรับ $e^-$ ทำให้เกิดการลด $e^-$ ของสับสเตรด ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทน สมการ 3.2.4 เป็นการสร้าง $CH_4$ โดยใช้ $CO_2$ เป็นสารตัวสุดท้ายรับ $e^-$ ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียสร้าง $CH_4$ จาก $H_2$ สมการ 3.2.5 เป็นการสร้าง $CH_4$ โดยใช้กรดอาซีติคเป็นสารตัวสุดท้ายรับ $e^-$ ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนจากกรดอาซีติค

แนวความคิดเรื่องรีดอกซ์โพเทนเชียล จึงได้ถูกนำมาประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เพื่อใช้วัดสภาวะภายในของถังหมัก และสามารถใช้ตรวจสภาพของระบบว่าเป็น Facultative Anaerobic หรือ Anaerobic จากรายงานวิจัยส่วนใหญ่ชี้ให้เห็นว่า ORP จะมีค่าเป็นลบ เมื่อระบบอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งแสดงไว้ในตารางที่ 3.4

<u>บทบาทของโออาร์พีในกระบวนการหมักไร้ออกซิเจน</u>

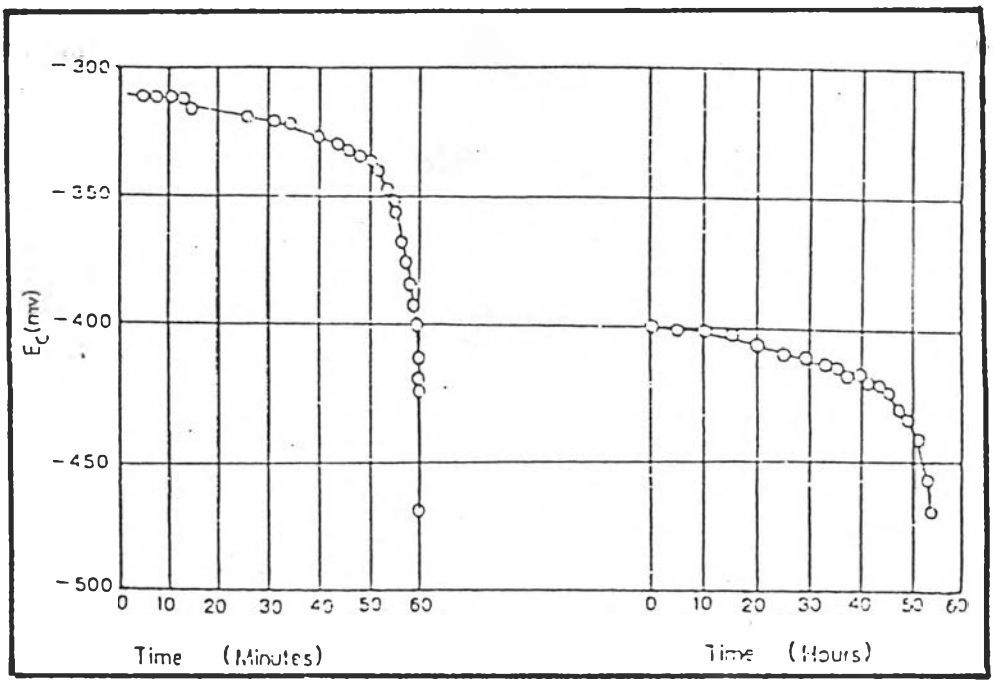
เนื่องจากค่าโออาร์พีมีบทบาทสำคัญต่อพฤติกรรมของระบบ ดังนั้นจึงมีนักวิจัยหลายท่านได้ให้ความสนใจต่อค่าโออาร์พีและทำการศึกษาอย่างต่อเนื่องเพื่อหาข้อสรุปต่าง ๆ ดังนี้

ตารางที่ 3.4 ผลการวิจัยเกี่ยวกับการวัดค่า ORP ในสภาวะไร้ออกซิเจน (พิพัฒน์, 2524)

| ผู้วิจัย | วัดค่า ORP ในเทอม Eh | หมายเหตุ |
|---|---|---|
| Smith และ Hungate (1958) | -335 ถึง -340- mV | วัด ORP จากการศึกษาการดำรงชีพของมีเทนแบคทีเรีย |
| Reed และOrr (1934) | -200 | จากการศึกษาแบคทีเรีย 15 ชนิด ของ Clostridium spp. |
| Maslava และ Pantskhava (1965) | -317 ถึง -355 | วัด ORP จากถังหมักที่อุณหภูมิ thermophilic |
| Molof (1960) | -200 ถึง -290 | วัด ORP จากถังหมักไร้ออกซิเจน |
| Dirasian (1963) | -275.5 ถึง 287.7 | วัด ORP จากถังหมักไร้ออกซิเจน |

(หมายเหตุ Eh = the potential with reference to Hydrogen electrode)

Longsworth และ Macinnes, 1963 พบว่าค่าโออาร์พีที่เขาวัดได้มีความสัมพันธ์โดยตรงกับปฏิกิริยาการหมักแบบไร้ออกซิเจน และรายงานว่าค่าโออาร์พีจะลดต่ำลง (มีค่าติดลบสูงขึ้น) ก่อนที่ระบบจะผลิตก๊าซมีเทนได้ดี จากรายงานของ Blane และคณะฯ 1969 พบว่าค่าโออาร์พี เป็นพารามิเตอร์ชี้ให้เห็นถึงผลการทำงานของขบวนการสร้างมีเทน ส่วน Hartz และ Kountri, 1966 รายงานว่า ในการเปรียบเทียบการควบคุมระบบระหว่างการวัดค่าโออาร์พีกับวิธีอื่นแล้วเขาสรุปว่าการวัดค่าโออาร์พีสามารถที่จะให้ข้อมูลเกี่ยวกับการทำงานของระบบได้เร็วกว่าวิธีอื่น ซึ่งต้องใช้เวลานานกว่า Molof, 1960 พบความผิดพลาดจากการใช้เวลาในการวัดค่าโออาร์พีที่ต่างกัน และรายงานว่าเวลาที่เหมาะสมสำหรับการวัดโออาร์พีในระบบถังหมักควรประมาณ 10-40 ชั่วโมง (รูปที่ 3.6 แสดงค่าโออาร์พีที่ระยะเวลาการวัดต่าง ๆ กัน)




รูปที่ 3.6 ค่า ORP ที่ระยะเวลาการวัดต่าง ๆ กัน (Potential variation during the electrode adjustment period) (Molof, 1960)

นอกจากนี้ค่าโออาร์พียังขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่น ๆ อีก เช่น อุณหภูมิ ออร์แกนิคโหลดดิง, อากาศที่เล็ดลอดเข้าสู่ระบบ ถ้าถังหมักไร้ออกซิเจนเมื่อมีออกซิเจนหรืออากาศเล็ดลอดเข้าไป ค่าโออาร์พีของระบบจะมีค่าสูงขึ้นจากเดิม ในการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างรวดเร็ว หรือมีการรับออร์แกนิคโหลดดิงอย่างกระทันหันก็จะมีผลทำให้โออาร์พีมีค่าสูงขึ้นเช่นกัน อย่างไรก็ตามเมื่อระบบมีการทำงานในสภาวะทรงตัว (steady state) ค่าโออาร์พีของระบบจะค่อนข้างคงที่

ในปัจจุบันค่าโออาร์พีที่เหมาะสมสำหรับการทำงานของมีเทนแบคทีเรียยังไม่สามารถกำหนดได้แน่นอน แต่จากรายงานการวิจัยต่าง ๆ พอที่จะนำมาอ้างได้ว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนทำงานได้ปกติเมื่อค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง -270 mv ในเทอม Eh

3.2.9 ปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ($CO_2$)

ปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เพิ่มขึ้นผิดปกติเป็นตัวชี้ให้เห็นว่าระบบกำลังล้มเหลว การเปลี่ยนแปลงก๊าซ $CO_2$ นี้อาจเนื่องมาจากน้ำทิ้งมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายปนอยู่มาก ทำให้เกิด $CO_2$ ได้มากในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระ อย่างไรก็ตามปริมาณ $CO_2$ ที่เพิ่มขึ้นอาจสืบเนื่องมาจากการเปลี่ยนแปลงสภาวะทางเคมีของระบบ ดังสมการ 3.2.6 และ 3.2.7 และการที่ระบบล้มเหลวและมี $CO_2$ สูงนั้น เนื่องมาจาก $CO_2$ ไม่สามารถเปลี่ยนเป็น $CH_4$ ดังสมการ 3.2.8

$$HCO^-_3 + CH_3COOH\ (aq) \longrightarrow CH_3COO^-(aq) + H_2CO_3\ (aq) \qquad 3.2.6$$

$$H_2CO_3 \longrightarrow CO_2(gas) + H_2O\ (aq) \qquad 3.2.7$$

$$CO_2 + 4H_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O \qquad 3.2.8$$

จากสมการ 3.2.6 พบว่า กรดอาซีติคเพิ่มขึ้น 250 มก./ล. จะทำลายความเป็นด่างไบคาร์บอเนตได้ประมาณ 415 มก./ล. แต่ได้อาซีเตดที่เทียบเท่าปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (Total Alkalinity) เพียง 310-350 มก./ล.ดังนั้นจะเห็นได้ว่า เมื่อปริมาณกรดเพิ่มขึ้น ปริมาณความเป็นด่างไบคาร์บอเนตจะลดลง ได้ความเป็นด่างอาซีเตดแทน ซึ่งเป็นผลทำให้ปริมาณ $CO_2$ เพิ่มขึ้นตามสมการ 3.2.7 แต่ลดปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดลงเล็กน้อยเท่านั้น ซึ่งแสดงให้เห็นว่า ค่าความเป็นด่างทั้งหมดมีความสำคัญน้อยมากในด้านการใช้เป็นตัวช่วยในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย

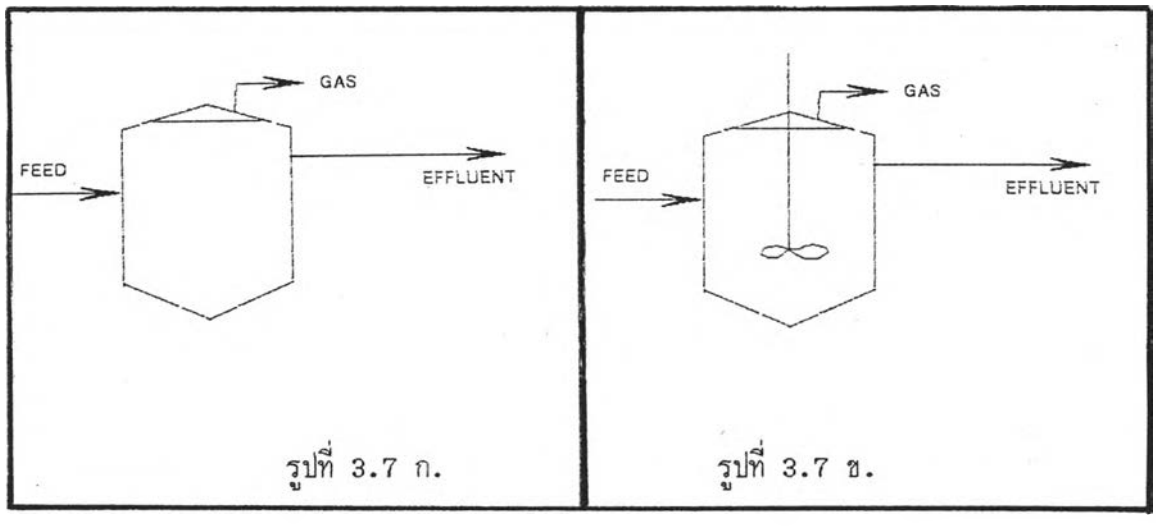
## 3.3 ประเภทของระบบบำบัดน้ำเสีย

ระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนมีหลายระบบ ซึ่งแต่ละระบบก็มีลักษณะสำคัญร่วมกัน แต่จะมีความแตกต่างกันในด้านการนำมาใช้งาน ระบบเหล่านี้ได้แก่

3.3.1 ระบบบ่อหมักไร้ออกซิเจน (Anaerobic Lagoons) ระบบนี้เป็นวิธีกำจัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ง่ายที่สุด บ่อแบบไร้ออกซิเจนมักเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ที่มีความลึก 3-4 เมตร

และไม่มีฝาปิด น้ำเสียจะไหลเข้าไปในบ่อและถูกทิ้งไว้นานหลายวันจึงไหลออกจากบ่อ ภายในระยะเวลาดังกล่าว น้ำเสียจะถูกย่อยด้วยหลักการแบบไร้ออกซิเจน ด้วยเหตุที่ต้องใช้ที่ดินจำนวนมากในการสร้างและอาจมีกลิ่นไม่ดี ระบบบ่อไร้ออกซิเจนจึงเหมาะเฉพาะกับชนบทหรือย่านเมืองที่ซึ่งราคาที่ดินไม่สูงนักและมีผู้คนอาศัยอยู่ไม่หนาแน่น

3.3.2 ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional Anaerobic Digestion) เป็นระบบที่ยุ่งยากกว่าระบบ Anaerobic Lagoons คือ มีการใช้เครื่องกลเพิ่มขึ้น ระบบนี้อาจเป็นแบบอัตราต่ำ (Low rate) ประกอบด้วยถังปฏิกิริยาซึ่งเป็นถังคอนกรีตกลมมีฝาปิด เพื่อเก็บความร้อน กลิ่น แกส และทำให้ภายในถังมีสภาพไร้ออกซิเจนอย่างแท้จริง บนฝามีระบบแยกแกส $CH_4$ และ $CO_2$ เพื่อนำไปเผาทิ้งหรือนำไปทำเชื้อเพลิง (ดูรูปที่ 3.7 ก) ถ้าเป็นแบบอัตราสูง (High rate) จะมีการกวนน้ำตลอดเวลาโดยใช้เครื่องสูบน้ำหรืออัดแกส $CH_4$ ที่ได้ลงไปในน้ำทิ้งจะทำให้แบคทีเรียสัมผัสกับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งได้อย่างทั่วถึง (ดูรูปที่ 3.7 ข.) อัตราการทำลาย BOD ในระบบนี้จึงเร็วว่าในระบบ Anaerobic Lagoons มาก ระบบนี้มักใช้กำจัด Sludge เท่านั้น



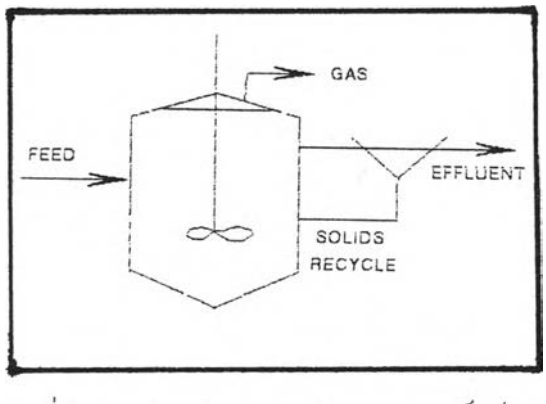

รูปที่ 3.7 ก. รูปที่ 3.7 ข.

รูปที่ 3.7 ระบบถังหมักธรรมดา

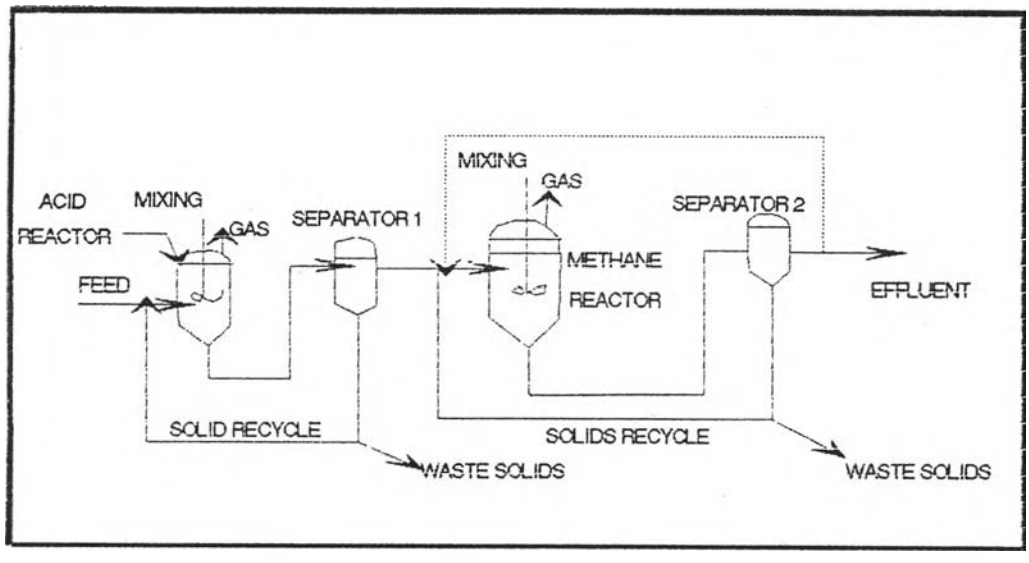
3.3.3 ถังหมักแบบคอนแท็คท์ (Anaerobic Contact) ถังหมักแบบนี้ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดอาจเป็นของแข็งหรือสารละลายก็ได้

แม้ว่าถังคอนแท็คท์นี้อาจเป็นถังปฏิกิริยาแบบมีการหมุนเวียนหรือไม่มีก็ได้ แต่มักนิยมใช้แบบมีการหมุนเวียน ดังนั้นถังหมักแบบคอนแท็คท์จึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบแอ็คติเว็ตเต็ดสลัดจ์ จนกระทั่งบางครั้งอาจเรียกถังหมักแบบนี้ว่า เป็นระบบเอ็คติเว็ตเต็ดสลัดจ์ แบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic Activated Sludge) การที่มีถังหมักรีไซเคิลของเซลล์ ทำให้มันอาจใช้ได้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นไม่สูงมาก ในทางปฏิบัติระดับของซีโอดีที่เหมาะจะใช้ถังหมักแบบนี้คือ 4,000-50,000 มก./ล.(ดูรูปที่ 3.8 ก.)

ปัจจุบันมีการออกแบบถังหมักแบบแยกประเภท เพื่อให้แบคทีเรียสร้างกรดและสร้างมีเทนเติบโตอยู่ในถังคนละใบ ซึ่งลักษณะเช่นนี้เชื่อว่า แบคทีเรียแต่ละชนิดจะทำงานได้เต็มที่ และเป็นการใช้ประโยชน์จากถังปฏิกิริยาให้ได้เต็มที่ นอกจากนี้ยังทำให้การควบคุมการทำงานของถังหมักมีความสะดวกยิ่งขึ้น รูปที่ 3.8 ข. แสดงให้เห็นถึงส่วนประกอบของถังหมักแบบแยกประเภทที่ใช้พีเอชเป็นตัวกำหนดและควบคุมแบคทีเรียในถังหมัก ถังใบแรกซึ่งมีพีเอชประมาณ 6 จะมีแบคทีเรียประเภทสร้างกรดเป็นส่วนมาก ส่วนใบที่ 2 ซึ่งมีพีเอชประมาณ 7 จะมีแบคทีเรียสร้างมีเทนเป็นส่วนมาก การควบคุมพีเอชเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับถังใบแรกเท่านั้น ก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นในถังใบแรก จะถูกปล่อยทิ้งออกไปจากถัง เพื่อมิให้เกิดการสะสมตัว จนเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างกรด ซึ่งมีวิธีอื่นในการควบคุมแบคทีเรียในถัง โดยมิต้องใช้พีเอช เช่น การควบคุมระดับ SRT เป็นต้น

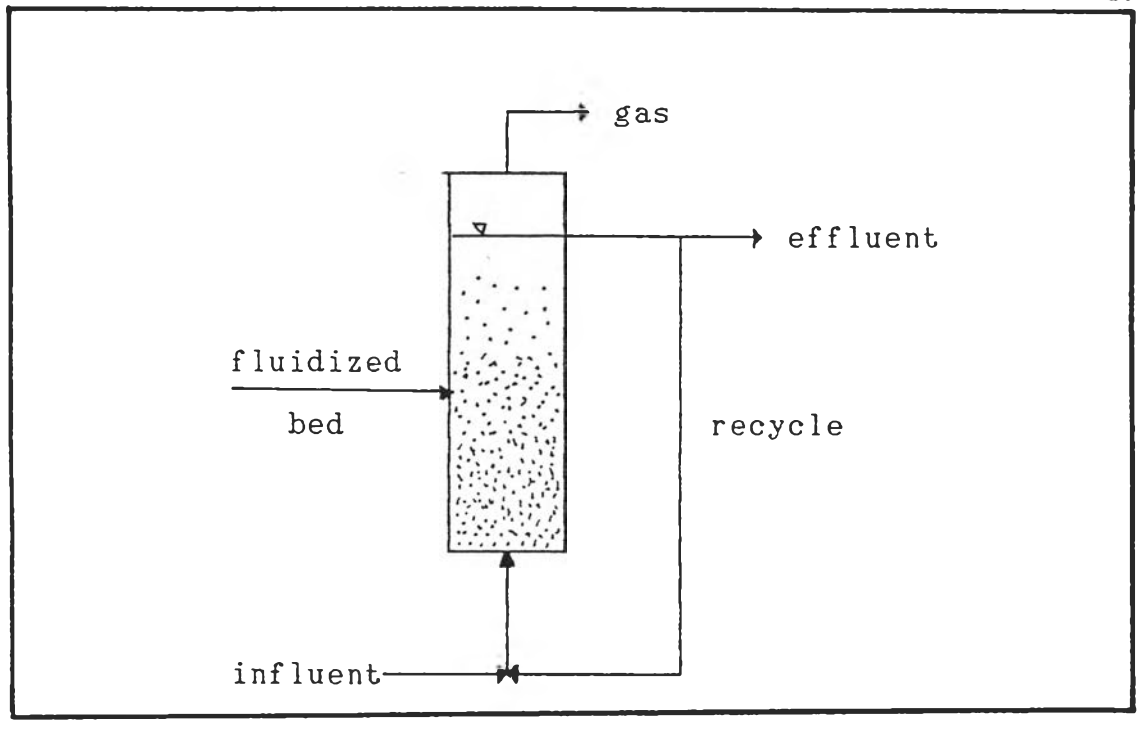



รูปที่ 3.8 ก. ระบบถังหมักแบบคอนแท็คท์




รูปที่ 3.8 ข. ระบบถังหมักแยกประเภท

3.2.4 <u>ระบบ Fluidized and Expanded Bed</u> ในระบบนี้เซลล์จะยึดกับสารเฉื่อยที่มีน้ำหนัก และจะมีการไหลเวียนของเหลวที่ได้รับการบำบัดแล้วเข้าสู่ระบบเพื่อที่จะทำให้สารเฉื่อยพวกนี้มีการลอยตัวขึ้นอย่างเต็มที่หรือบางส่วน ซึ่งจะทำให้เซลล์ได้สัมผัสกับน้ำเสียอย่างทั่วถึง ระบบนี้สามารถลดขนาดของถังบำบัดน้ำเสียได้โดยการรักษาเซลล์ในระบบให้มีความเข้มข้นของเซลล์ต่อปริมาตรถังสูง และมีการกักเซลล์ให้อยู่ในระดับ 99% ระบบการกำจัดน้ำเสียนี้ต้องใช้ระยะเวลาในการเลี้ยงเซลล์นาน (START UP) ทั้งนี้เพื่อขจัดปัญหาทางชีววิทยาที่อาจเกิดขึ้น รูปที่ 3.9 แสดงลักษณะของระบบชนิดนี้ ข้อดีของถังปฏิกิริยาแบบนี้ได้แก่ การที่ไม่เกิดการอุดตัน ส่วนข้อเสียได้แก่ต้องสูบน้ำหมุนเวียนในอัตราสูงเพื่อทำให้ตัวกลางซึ่งมีจุลชีพเกาะอยู่ลอยตัวอยู่ในถังบำบัดฯ



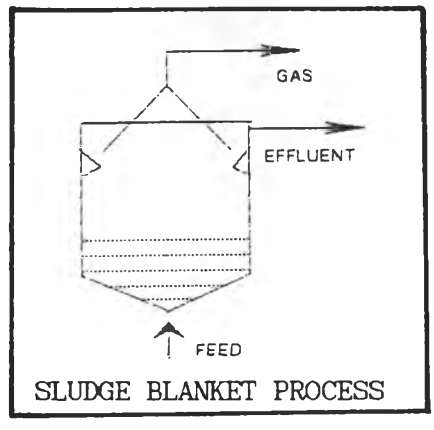

รูปที่ 3.9 ระบบ Fluidized and Expanded Bed

### 3.3.5 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

Lettinga, 1980 ได้ทำการทดลองในห้องปฏิบัติการเพื่อศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนของน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลใน Holland การศึกษาครั้งแรกได้ใช้ถังกรองไร้ออกซิเจน ซึ่งภายหลังได้รับการพัฒนาขึ้นเรื่อย ๆ เป็นโรงงานกำจัดน้ำเสียที่มีชื่อว่า โรงปฏิกรณ์แบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket หรือเรียกย่อๆ ว่า UASB โดยน้ำเสียจะถูกปล่อยให้ไหลขึ้นอย่างช้า ๆ ผ่านชั้นของ flocculant bacteria ซึ่งจะเกิดกระบวนการหมักของสารอินทรีย์และเปลี่ยนไปเป็นส่วนผสมของก๊าซ $CO_2$ และ $CH_4$ ที่ส่วนบนของถังปฏิกรณ์จะมีลักษณะเป็นถังตกตะกอนและช่องเก็บก๊าซ โดยมีหน้าที่แยกก๊าซและป้องกันการพัดพาของสารแขวนลอยออกจากระบบ (ดูรูปที่ 3.10)

กระบวนการ UASB ได้ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อใช้กำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้น COD ต่ำ และมีระยะเวลากักน้ำ 3-4 ชม. ถังปฏิกรณ์แบบนี้สร้างขึ้นครั้งแรกมีขนาด 6 ลบ.ม. สามารถรับออร์แกนิคโหลดดิง 14-40 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน อย่างน่าพอใจโดยใช้ระยะเวลากักน้ำ 3-8 ชม. ข้อดีของระบบนี้คือเป็นถังปฏิกรณ์แบบง่าย ๆ และเสียค่าใช้จ่ายต่ำประโยชน์ที่จะได้รับขึ้นอยู่กับการ

พัฒนาเซลล์ในระบบให้มีรูปร่างเป็นเม็ดแบบเดียวกัน (uniquely grainy) มีการจมตัวดี (well settlement) มีคุณสมบัติในการอัดแน่นดี (thickening) และผสมกันได้อย่างทั่วถึง



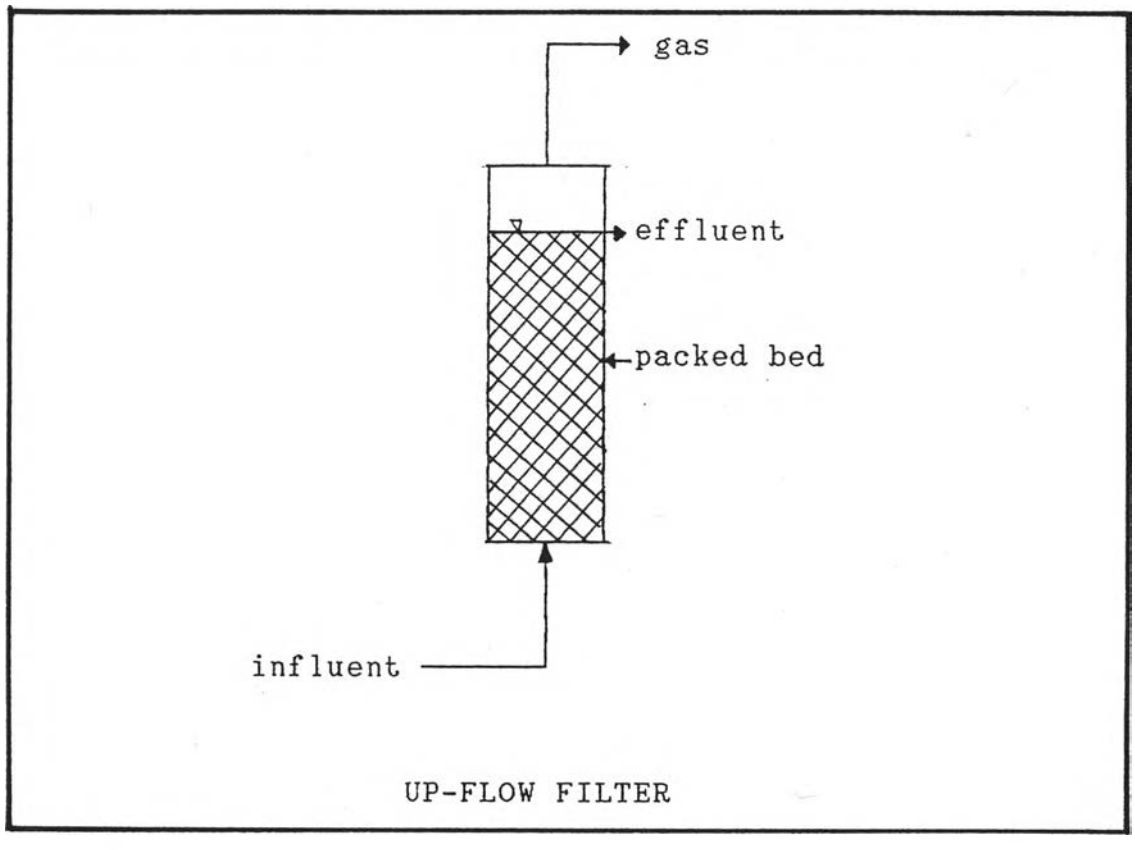

รูปที่ 3.10 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket

### 3.2.6 ระบบเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (Anaerobic Filter)

รูปที่ 3.11 แสดงให้เห็นถึงลักษณะของเครื่องกรองแบบไร้ออกซิเจนเป็นถังกรองสูงภายในบรรจุด้วยหินขนาด 1.5" - 2" หรืออาจใช้ตัวกลางพวกพลาสติก น้ำเสียจะถูกปล่อยเข้ามาทางก้นถังแล้วไหลออกทางตอนบน (upward flow) ลักษณะเช่นนี้จะทำให้น้ำท่วมถังสูงอยู่ตลอดเวลาแบคทีเรียที่เกิดขึ้นจะยึดเกาะตัวกลาง และเกาะกันเป็นตะกอนติดอยู่ตามช่องว่างระหว่างตัวกลาง จึงทำให้ค่า SRT มีค่าสูงกว่า HRT มาก ด้วยเหตุนี้ระบบ Anaerobic Filter จึงสามารถใช้กำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นไม่สูงมากได้เช่นเดียวกับระบบ Anaerobic Contact แต่ระบบ Anaerobic Filter ง่ายกว่าระบบ Anaerobic contact มาก เพราะไม่ต้องมีการดกตะกอนและไม่ต้องมีการสูบตะกอนจากก้นถังดกตะกอนกลับเข้าถังปฏิกิริยาอีก

ระบบ Anaerobic Filter ยังไม่เป็นที่แพร่หลายกันนักในต่างประเทศที่มีอากาศหนาว ทั้งนี้เพราะน้ำเสียที่มีค่า BOD ต่ำกว่า 10,000 มก./ล. แล้วแกสมีเทนที่ได้จะมีปริมาณไม่มากพอที่จะใช้เป็นเชื้อเพลิงเพิ่มอุณหภูมิของน้ำเสียได้ จึงทำให้ค่าใช้จ่ายในการกำจัดสูงกว่าวิธีการกำจัดแบบใช้ออกซิเจนเช่นระบบ Activated Sludge แต่สำหรับในประเทศไทยจะไม่มีปัญหาเรื่องการเพิ่มอุณหภูมิของน้ำเสีย ระบบกำจัดแบบ Anaerobic Filter จึงน่าจะเป็นวิธีที่เหมาะสมและประหยัดที่สุด ในระบบนี้ประสิทธิภาพในการกำจัดจะมีค่าสูงสุดทางตอนล่างของ

ถังกรองและจะมีตะกอนแบคทีเรียมากที่สุดในบริเวณนี้ เพราะมีค่า F/M สูง ส่วนบนของถังจะช่วยทำให้น้ำทิ้งใสขึ้น เนื่องจากการสลายตัวของแบคทีเรียเพราะขาดอาหาร ความสูงของถังจึงไม่ควรน้อยกว่า 1.20 เมตร (เรืองชัย เจียกภาพร, 1982)

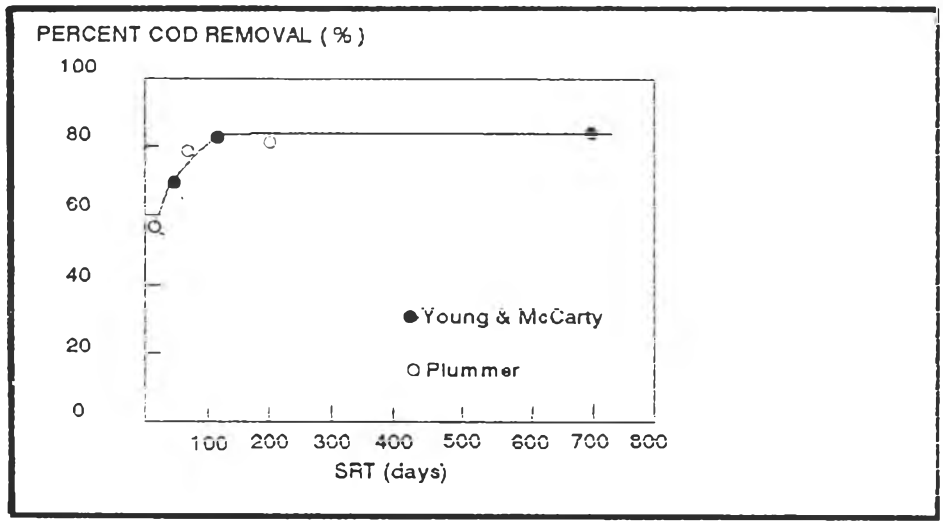



รูปที่ 3.11 ระบบเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

3.3.6.1 ระยะเวลากักตะกอน (SRT)

งานวิจัยหลายชิ้นได้เสนอแนวความคิดในการหาค่า SRT ที่เหมาะสมต่อระบบการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน เช่น

Mueller และ Macini, 1977 ได้นำเสนอผลการวิจัยของ Young และ McCarty, 1964 และ Plumer, 1968 เสนอเป็นกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง SRT และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ดังรูปที่ 3.12




รูปที่ 3.12 ความสัมพันธ์ระหว่าง SRT และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (Mueller และ Macini, 1977)

จากรูปพบว่า เมื่อ SRT มีค่าต่ำกว่า 100 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี จะลดลงอย่างรวดเร็ว Mueller และ Mancini จึงสรุปว่า SRT ที่เหมาะสมในการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน ไม่ควรต่ำกว่า 100 วัน ทั้งนี้เนื่องมาจากสาเหตุที่มีเทนแบคทีเรียมีอัตราการเจริญเติบโตที่ช้า

Fannin และ Richand, 1987 กล่าวไว้ว่า ในถังหมักที่ไม่ได้เกิดการกวนอย่างสมบูรณ์ เช่น ระบบถังกรองไร้ออกซิเจน ค่า SRT สามารถหาได้จากสมการที่ 3.3.9 ดังนี้

$$SRT = [(TSS_r)(RV \times D_r)]/[(TSS_e)(EV \times D_e)] \quad \ldots\ldots\ldots\ldots \quad 3.3.9$$

ซึ่ง SRT = ระยะเวลากักตะกอน (วัน)

$TSS_r$ = ค่าเฉลี่ยร้อยละความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยทั้งหมดในถังปฏิกิริยา

$TSS_e$ = ร้อยละความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยทั้งหมดในน้ำออกจากถังปฏิกิริยา

RV = ปริมาตรของถังปฏิกิริยา

EV = ปริมาณของน้ำทิ้งต่อวัน

$D_r$ = ความหนาแน่นของของแข็งในถังปฏิกิริยา

และ $D_e$ = ความหนาแน่นของของแข็งในน้ำออกจากถังปฏิกิริยา

Fannin และคณะ ยังสรุปออกมาในรูปที่ 3.13 ถึงผลของการเพิ่มค่า SRT ต่อการย่อยสลายอนุภาคของแข็งโวลาไทล์ ซึ่งเป็นไปตามปฏิกิริยาลำดับที่ 1 ของรูปจำลองการย่อยสลาย (first-order decay model) นอกจากนี้ยังกล่าวไว้ว่าที่ระยะ SRT นาน ๆ ทำให้ระบบฯ ต้องการการเพิ่มขึ้นของปริมาณแบคทีเรียในระบบฯ ไม่มาก, ทำให้ต้องการพลังงานในการทำงานของแบคทีเรียน้อยลง และทำให้ต้องการอาหารเสริมน้อยลงอีกด้วย ดังแสดงไว้ในรูปที่ 3.14 พบว่าถังหมัก Kelp (Kelp Digester) ทำงานที่อุณหภูมิ 35 °C และมีค่า SRT อยู่ในช่วง 7 - 200 วัน แสดงให้เห็นถึงความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้นจาก 110 - 220 มก/ล. เป็น 800 มก./ล. ที่ค่า SRT เพิ่มขึ้น และถ้าให้ค่า SRT มากกว่าค่า HRT มากขึ้นเท่าไร ก็ยิ่งจะทำให้ลดความต้องการอาหารเสริมของระบบฯ ลงด้วย โดยเฉพาะอย่างยิ่งความต้องการไนโตรเจนของระบบฯ

3.3.6.2 ระยะเวลากักน้ำ (HRT)

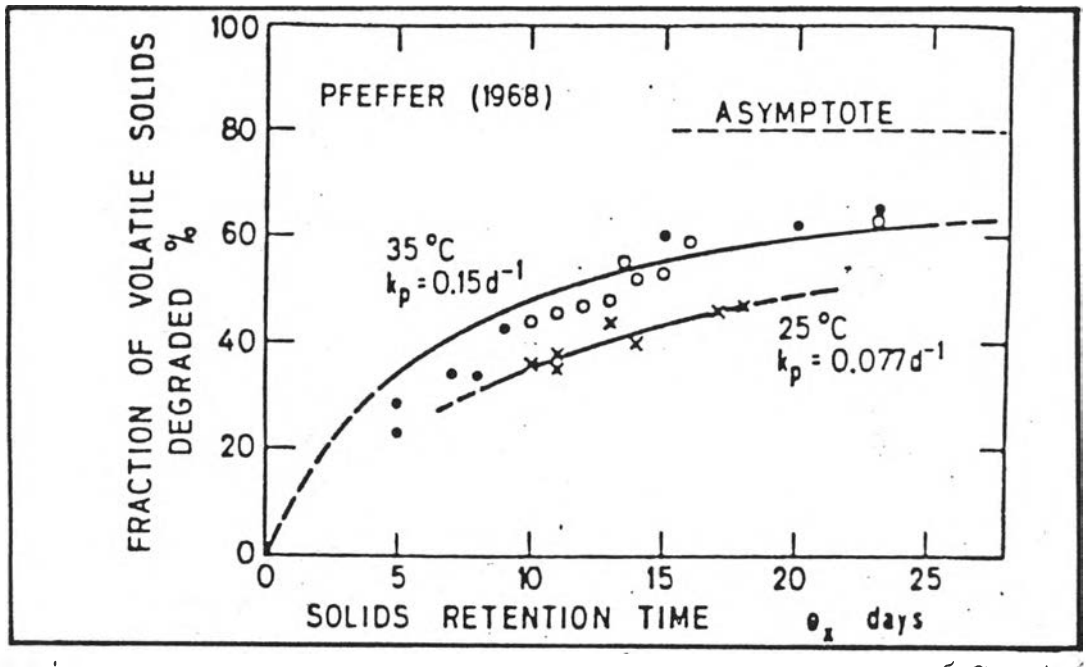
HRT เป็นตัวแปรอีกตัวที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน Mueller และ Mancini, 1977 ได้รวบรวมผลการวิจัยของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนที่ผ่านมาในอดีตและได้เสนอกราฟซึ่งแสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ของค่า HRT ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ดังรูปที่ 3.15 Young และ McCarty, 1964 ได้เสนอสมการที่จะทำนายประสิทธิภาพในการกำจัด $BOD_L$ ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนดังสมการที่ 3.3.10

$$\%E = 100(1 - 1.8/T) \quad \text{..... (3.3.10)}$$

T = ระยะเวลากักน้ำหรือค่า HRT (ชม.) คิดจากปริมาตรช่องว่างในเครื่องกรอง

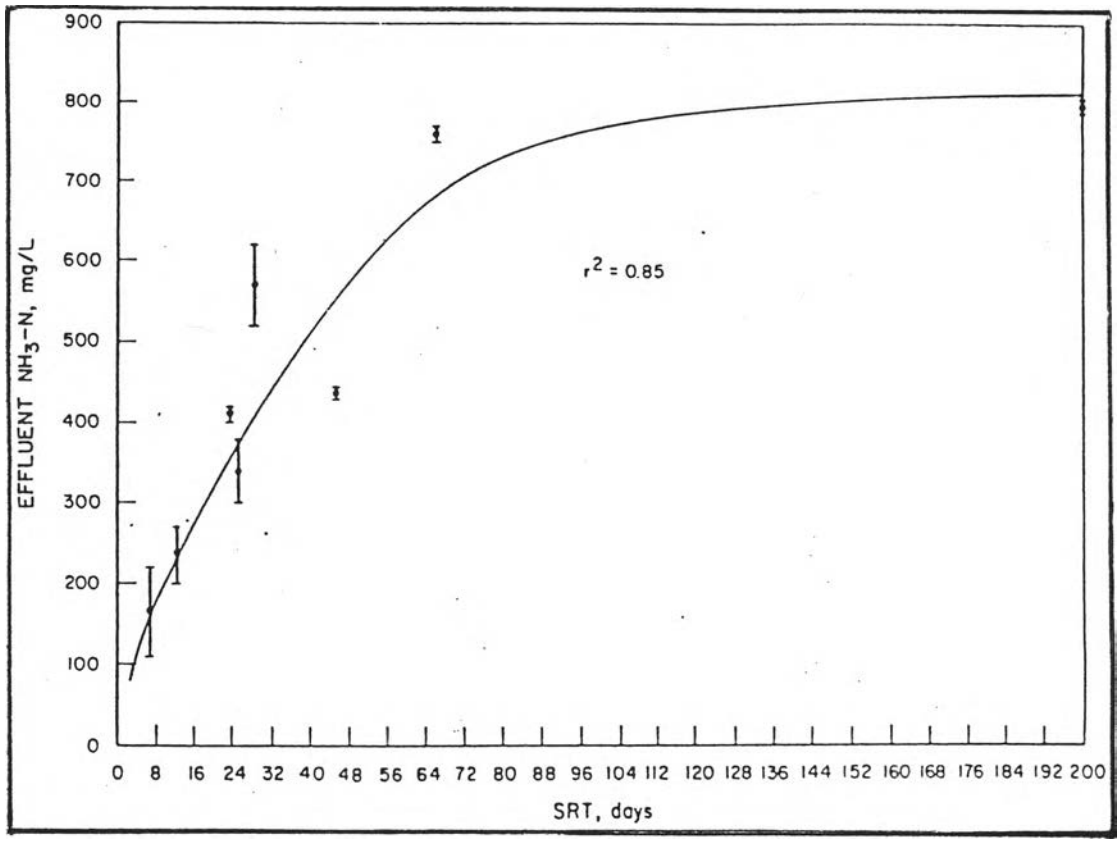
E = ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสีย (%)

สมการ 3.3.10 ที่เสนอนี้มีขีดจำกัดในการใช้คือ สามารถใช้กับเครื่องกรองที่มีความสูงไม่เกิน 6 ฟุต

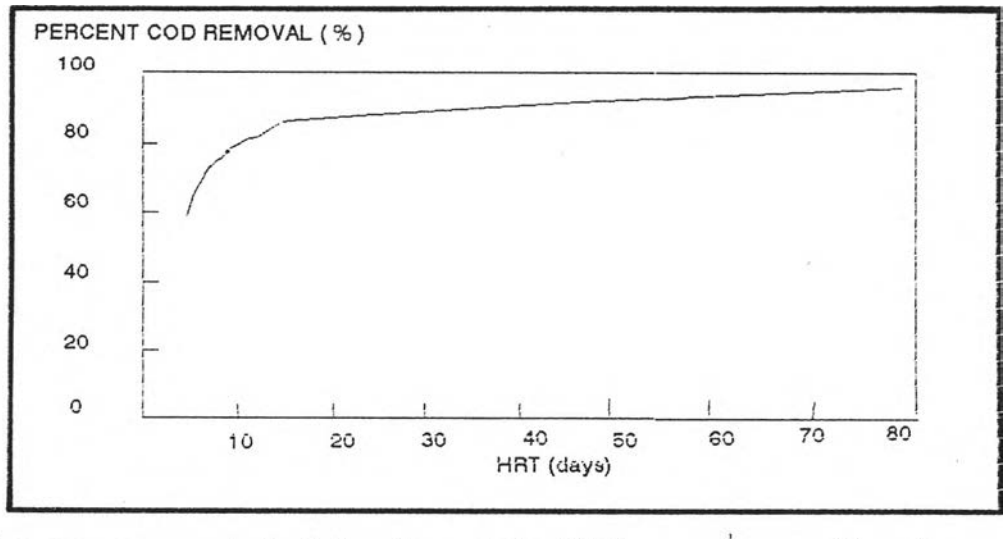



รูปที่ 3.13 ผลของระยะเวลากักตะกอน (SRT) ต่อการย่อยสลายอนุภาคของแข็งโวลาไทล์ (Fannin และคณะ, 1987)

การลดค่า HRT ของเครื่องกรองจะทำให้แบคทีเรียมีเวลาสัมผัสน้ำเสียได้น้อยลง ซึ่งอาจมีผลดีคือ ทำให้ลดขนาดของถังกรองลงได้ แต่ถ้าหากเครื่องกรองทำงานในสภาวะที่มีค่า HRT ต่ำเกินไป ก็จะมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้มาก ซึ่งมีผลให้ค่า SRT ลดลง และทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ลดลงด้วย




รูปที่ 3.14 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลากักตะกอน (SRT) และความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน ในน้ำออกจากระบบถังหมัก Kelp ที่อุณหภูมิสูง (35 °C) (Fannin, 1987)




รูปที่ 3.15 ผล HRT ต่อประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี ของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน (Muller และ Macini, 1977)

ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในถังกรองไร้ออกซิเจน จะสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของการกำจัดบีโอดี Young และ Dahab,1982 ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของถังกรองไร้ออกซิเจนซึ่งบรรจุด้วยตัวกรองประเภทต่าง ๆ สำหรับบำบัดน้ำเสียปรากฏว่าประสิทธิภาพของถังกรองไร้ออกซิเจนจะสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียสูงขึ้น Suthakar,1981 ได้รายงานว่าระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียในถังกรองไร้ออกซิเจนสำหรับบำบัดน้ำเสียจากบ่อเกรอะที่เหมาะสมคือ ระยะเวลา 1 วัน ถังกรองไร้ออกซิเจนสามารถกำจัดบีโอดีได้ ร้อยละ 62.1 และกำจัดสารแขวนลอยได้ร้อยละ 48.8 ในขณะที่ Raman และ Khan, 1978 ได้รายงานว่าถังกรองไร้ออกซิเจนที่ใช้บำบัดน้ำเสียจากชุมชนสามารถกำจัดบีโอดี ร้อยละ 79.58 และสารแขวนลอยได้ร้อยละ 88.5 โดยใช้ระยะเวลาการเก็บกัก 6 - 8 ชั่วโมง ส่วนบุญสิน สุภัควงศ์, 1978 ได้เสนอแนะว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียสำหรับถังกรองไร้ออกซิเจนที่ใช้บำบัดน้ำเสียจากชุมชน ไม่ควรจะน้อยกว่า 9 ชั่วโมง บุญส่ง ไข่เกษ และปรีชา ลอเสรีวานิช, 1984 ได้ทำการศึกษาทดลองใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนบำบัดน้ำเสียจากส้วม โดยใช้ระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียนานถึง 22 วัน ปรากฏว่าถังกรองไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้ถึง ร้อยละ 93.28 อย่างไรก็ตามการเพิ่มระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียจะมีผลทำให้สิ้นเปลืองค่าใช้จ่าย ในการก่อสร้างระบบถังกรองไร้ออกซิเจนมากขึ้น เพราะถังกรองไร้ออกซิเจนต้องมีขนาดใหญ่ขึ้น

3.3.6.3 <u>คุณลักษณะของน้ำเสีย</u>

น้ำเสียที่นำมาใช้กับถังกรองไร้ออกซิเจนควรมีคุณสมบัติดังนี้

1. มีอาหารเสริมที่เพียงพอต่อจุลชีพที่ไม่ใช้ออกซิเจน คือ มีค่า BOD:N:P ไม่น้อยกว่า 100:1.1:0.2

2. ปราศจากสารเป็นพิษ และสารยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย หรืออาจยอมให้มีได้แต่ไม่มากเกินข้อกำหนดที่จะก่อให้เกิดอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ

3. มีปริมาณสารแขวนลอยต่ำ ทั้งนี้เพื่อขจัดปัญหาการอุดตันของระบบ

3.3.6.4 ชนิดและคุณสมบัติของตัวกลางในเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

ตัวกลางที่บรรจุภายในเครื่องกรองไร้ออกซิเจน จะทำหน้าที่ในการกักเซลล์มิให้หลุดออกไปจากระบบ และยังเป็นที่ยึดเกาะของแบคทีเรีย ซึ่งเป็นผลให้ปริมาณเซลล์ภายในเครื่องกรองอยู่ในระบบได้นาน (SRT สูง) สิ่งเหล่านี้มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสีย

ปัจจุบันตัวกลางที่นำมาใช้กับเครื่องกรองไร้ออกซิเจนอาจได้มาจากธรรมชาติ เช่น หิน กรวด หรืออาจทำขึ้นจากวัสดุสังเคราะห์ เช่น พลาสติก การที่จะเลือกชนิดของตัวกลางย่อมต้องคำนึงถึงประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสีย และความประหยัดด้านค่าใช้จ่ายของระบบ งานวิจัยหลายชิ้นได้ค้นคว้าศึกษาคุณลักษณะของตัวกลางซึ่งพอที่จะสรุปได้ว่า ตัวกลางที่มีประสิทธิภาพดีจะต้องมีพื้นที่ผิวมากและมีค่าความพรุนสูงก็เพื่อจะลดปัญหาการอุดตัน ปัญหาการเกิดการไหลลัด-วงจร (Short Circuit) และปัญหาด้านไฮโดรลิค (Hydraulic) จากผลของการใช้ตัวกลางชนิดเดียวกันแต่มีขนาดต่างกัน เช่น การใช้หินขนาด 1"-1.25" กับหินขนาด 1.75" -2.5" กำจัดน้ำเสียชนิดเดียวกัน และตัวกลางทั้งสองมีความพรุนประมาณ 43-46% จะพบว่าตัวกลางที่มีขนาดเล็กกว่าจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียได้สูงกว่า จากการศึกษาและการค้นคว้าเกี่ยว-กับคุณสมบัติของตัวกลาง ของบุญส่ง ไข่เกษ, 1991 ได้แนะนำขนาดของหิน กรวด ควอไซท์ (Quartzite) ที่จะนำมาเป็นตัวกลางของถังกรองชนิดนี้ควรมีขนาด 25-38 มม. ซึ่งจะให้ค่าความพรุน 42-47% และมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตร 140 $ม^2/ม^3$ และถ้าใช้ตัวกลางพวก Acticated Carbon ขนาด 0.85-2 มม. จะให้ค่าความพรุนเท่ากันแต่พื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูงถึง 3,700 $ม^2/ม^3$ ในทำนองเดียวกันถ้าต้องการค่าความพรุนสูงมากประมาณ 85-90% ตัวกลางประเภทพลาสติกก็จะถูกนำมาใช้ นอกจากนี้ยังมีการใช้ตัวกลางพวกสารอินทรีย์ เช่น ซังข้าวโพด ซึ่งให้ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งได้สูง แต่อายุการใช้งานของตัวกลางชนิดนี้ไม่ยาวนาน เนื่องจากตัวกลางชนิดนี้จะถูกใช้เป็นแหล่งอาหารของพวกแบคทีเรียที่ยึดเกาะอยู่ (โรมรัน ศรีสัมฤทธิ์, 1981)

ตัวกรองแบ่งออกได้หลายชนิด ทั้งที่เป็นตัวกรองที่มีอยู่ในธรรมชาติและตัวกรองที่สังเคราะห์หรือประดิษฐ์ขึ้น เช่น

1. หินบด หรือ กรวด (Crushed stone or Gravel) ซึ่งจะต้องมีรูปสันฐานกลม มีความพรุน (Porosity) ประมาณ 0.45

2. ดินเหนียวเผา (Baked clay) หรืออิฐหัก มีความพรุนใกล้เคียงกับหิน

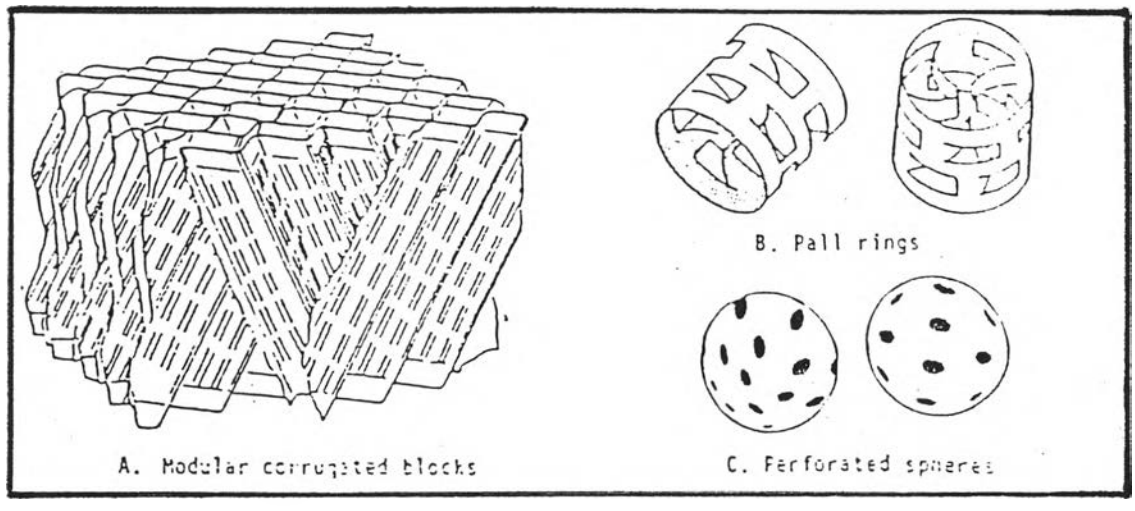
3. เซรามิค (ชนิด Raschig rings) มีความพรุน 0.68

4. พลาสติก ซึ่งมีหลายขนาดและหลายรูปแบบ มีความพรุนประมาณ 0.91

Van Den berg และ Lentz, 1981 พบว่าแบคทีเรียสามารถเกาะบนตัวกรองที่เป็นดินเหนียวเผาเร็วกว่าการเกาะบนตัวกรองที่เป็นแก้วและพลาสติก นอกจากนั้นถังกรองไร้ออกซิเจนที่บรรจุดินเหนียวจะมีประสิทธิภาพการทำงานคงที่เร็วกว่าถังกรองไร้ออกซิเจนที่บรรจุตัวกรองที่เป็นแก้วและพลาสติก นอกจากวัสดุที่ใช้ทำตัวกรองแล้ว ขนาดและรูปร่างของตัวกรองยังมีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองไร้ออกซิเจน Young และ Dahab, 1982 ได้ทดลองใช้ตัวกรองหลายชนิดและรูปร่างต่าง ๆ กันใส่ลงในถังกรองไร้ออกซิเจนแล้วทำการประเมินประสิทธิภาพการลดบีโอดี โดยตัวกรองที่ใช้ได้แก่ ตัวกรองพลาสติก ชนิด Corrugatd modular blocks ซึ่งมีความพรุนมากกว่า ร้อยละ 95 และมีพื้นที่ผิวเท่ากับ 92 $ม^2/ม^3$ ตัวกรองที่เป็นพลาสติกชนิด Cylindrical pall ring สูง 90 มม. และเส้นผ่าศูนย์กลาง 90 มม. ความพรุน ร้อยละ 90 พื้นที่ผิว 102 $ม^2/ม^3$ และตัวกรองที่เป็นลูกกลมมีเส้นผ่าศูนย์กลาง 90 มม. ทำด้วย Polypropylene มีรูพรุน (Perforated spheres) มีความพรุนมากกว่า ร้อยละ 95 และมีพื้นที่ผิว 69 $m^2/m^3$ โดยรูพรุนมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 15 มม. ดังรูปที่ 3.16 ผลการทดลองปรากฏว่าตัวกรองชนิด Corrugated modular blocks ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสูงกว่าตัวกรองชนิดอื่น ๆ

Van den berg และ Lentz, 1979 และ Young และ Dahab, 1982 รายงานว่าในระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนที่มีตัวกลางอยู่กับที่ บางส่วนของจุลินทรีย์จะรวมกันอยู่ในช่องว่างของตัวกลางเป็นอนุภาคฟล็อค หรือเพ็ลเล็ท ดังนั้น ตัวกลางที่จะทำหน้าที่เป็นพื้นผิวให้แบคทีเรียอาศัยยึดเกาะนั้น จึงไม่ได้เป็นหน้าที่ที่สำคัญในระบบถังกรองไร้ออกซิเจน Young และ Dahab, 1982 จึงสรุปรายงานไว้ว่า ระบบถังกรองไร้ออกซิเจนที่มีตัวกลางติดกับที่นั้นประสิทธิภาพของระบบฯ ไม่ได้ขึ้นกับปริมาณของพื้นที่ผิวตัวกลางที่มีให้แบคทีเรียยึดเกาะเพียงอย่างเดียว ทั้งนี้ยังขึ้นกับความพรุนหรือช่องว่างที่ตัวกลางกรองเหล่านั้นที่มีให้แบคทีเรียเกาะตัวกันเป็นฟล็อค

หรือเพ็ลเล็ทได้อีกด้วย ตารางที่ 3.5 ได้สรุปงานที่ผ่านมาบางส่วนในด้านตัวกลางในถังกรองไร้ออกซิเจน




รูปที่ 3.16 ชนิดต่าง ๆ ของตัวกรอง (Filter madia) ที่ใช้บรรจุในถังกรองไร้ออกซิเจน

อย่างไรก็ตามได้มีผู้วิจัยจำนวนมากยังคงใช้หินบด (Crushed stone) หรือ กรวด (Gravel) เป็นตัวกรองสำหรับถังกรองไร้ออกซิเจนเนื่องจากเป็นวัสดุที่หาได้ง่าย ราคาไม่แพง เมื่อเทียบกับตัวกรองที่ทำด้วยพลาสติก Raman และ Khan, 1982 ได้ทดลองใช้หินบดและกรวดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.0 - 2.5 ซม. ใส่ในถังกรองไร้ออกซิเจน เพื่อบำบัดน้ำเสียจากชุมชน (Sewage) นอกจากนั้น บุญสิน สุภัควงศ์, 1978 บุญส่ง ไข่เกษ และปรีชา ลอเสรีวานิช, 1984 บุญส่ง ไข่เกษ และยงยศ จุฑามาดยางกูร, 1983 Polprasert และ Hoang, 1983 นิตยา มหาผล และคณะ, 1988 ได้ใช้หินบดเป็นตัวกรองสำหรับถังกรองไร้ออกซิเจน โดยขนาดของหินที่ใช้เป็นตัวกรองจะมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางตั้งแต่ 2.5 - 7.5 ซม. บุญด่วน แก้วปิ่นตา และคณะ, 1989 ได้ทำการศึกษาทดลองโดยใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนบำบัดน้ำเสียจากส้วม โดยในถังกรองบรรจุหินบด 2 ขนาด คือ ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.30 นิ้ว และขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1 - 2 นิ้ว และใช้ทรายหยาบเป็นตัวกรองชั้นบนสุด (ที่มา : บุญส่ง ไข่เกษ, 1991)

ตารางที่ 3.5 สรุปงานวิจัยบางส่วนเกี่ยวกับตัวกลางที่ใช้ในถังกรองไร้ออกซิเจน (Henz และ Harremoes, 1982)

*Fixed film reactors, characteristics*

| Reactor bed type | Inert material | chracteristics | Specific surface area (empty bed) $m^2 / m^3$ | empty bed porosity | Literature |
|---|---|---|---|---|---|
| Fixed | Quartz | 40 mm dia. | | 0.42 | Arora et al. (1975) |
| Fixed | Quartz stone | 20 mm dia. | | 0.42 | Arora and Routh (1980) |
| Fixed | Plastic | | | > 0.90 | Benjamin et al. (1981) |
| Fixed | Raching rings | 10 * 16 mm. | 45 - 49 | 0.76 - 0.78 | Corrondo et al. (1982) |
| Fixed | Gravel | 8 - 13 mm dia | | 0.40 | Coulter et al. (1957) |
| Fixed | Gravel | 25 - 38 mm dia. | | | El-Shafie and Bloodgood (1973) |
| Fixed | | | | 0.86 | Frostell (1981a) |
| Expanded | Sand | 0.1 - 0.25 mm dia. | | 0.43 | Frostell (1980) |
| Fixed | Plastic , actifil | 8 cm. | | | Hall (1982) |
| Fixed | Red clay blocs | | | | Hall (1982) |
| Fluidized | Sand | 0.3 - 0.4 mm dia. | | | Hall (1982) |
| Fluidized | Sand | 0.7 - 0.8 mm dia. | | | Hall (1982) |
| Fixed | Oyster shells | 80 - 100 mm dia. | | 0.82 | Hudson et al. (1978) |
| Fixed | Granite stone | 25 - 38 mm dia. | | 0.53 | Hudson et al. (1978) |
| Expanded | PVC-resin | 1 mm dia. | | | Juwel et al. (1981) |
| Expanded | Al oxide | 0.5 mm dia. | | | Juwel et al. (1981) |
| Fluidized | Sand | 0.5 - 0.7 mm dia. | | | Li and Sutton (1981) |
| Fixed | Polymer foam | | | 0.95 | Lindgren (1981) |
| Expanded | Sand | 0.2 mm dia. | | (0.35) | Lindgren (1981) |
| Fixed | Actived carbon | 1.5 mm dia. | | 0.60 | Lindgren (1981) |
| Fixed | Limestone | 25 - 40 mm dia. | | | Lowan and Foree (1971) |
| Fixed | Stone/sand | 3 - 20 mm dia./ 16 - 30 mesh | | | Pretorius (1971) |
| Fixed | Leca | 8 mm dia. | | 0.40 | Matsche and Ruider (1981) |
| Fixed | Plastic, Berl saddles | | | 0.90 | Mosey (1978) |
| Fixed | Polyurethane | | | 0.98 | Norman (1982) |
| Expanded | Sand | 0.8 mm dia. | | (0.38) | Norman (1982) |
| Fixed | Raching rings, Berl saddles | | | 0.85 - 0.70 | Plummer et al. (1986) |
| Fixed | Red clay bloc | | 53 - 397 | (1.0) | Van den Berg and Lentz (1979) |
| Fixed | Red clay bloc | | 120 - 140 | (1.0) | Van den Berg et al. (1980) |
| Fixed | Grey potters clay | 28 mm ins.dia. | 141 | (1.0) | Van den Berg and Kennedy (1981) |

ตารางที่ 3.5 (ต่อ)

*Fixed film reactors, characteristics* (continued)

| Reactor bed type | Inert material | chracteristics | Specific surface area (empty bed) $m^2 / m^3$ | empty bed porosity | Literature |
|---|---|---|---|---|---|
| Fixed | Red draintile clay | (25 mm ins.dia.) | 149 | (1.0) | Van den Berg and Kennedy (1981) |
| Fixed | PVC | 23 mm ins.dia. | 174 | (1.0) | Van den Berg and Kennedy (1981) |
| Fixed | Needle punched polyester | | 86 | (1.0) | Van den Berg and Kennedy (1981) |
| Fixed | Stone | 40 - 50 mm dia. | | | Wilkie and Newell (1981) |
| Fixed | PVC | 25 mm dia. | | | Wilkie and Newell (1981) |
| Fixed | Quartzite stone | 40 mm dia. | | 0.42 | Young and McCarty (1967) |
| Fixed | corrugated blocs | | 98 | >0.95 | Young and Dahab (1982) |
| Fixed | corrugated blocs | | 132 | 0.95 | Young and Dahab (1982) |
| Fixed | Pall ring | 90 * 90 mm | 102 | 0.95 | Young and Dahab (1982) |
| Fixed | Polypropylen spheres | 90 mm dia. | 89 | >0.95 | Young and Dahab (1982) |
| Fluidized | Sand | | 2500 - 4000 | | Shieh et al. (1981) |
| Fixed | Limestone | 25 - 38 mm | | 0.49 | Johansen (1975) |
| Recycle | | 0.005 - 0.025 dia. | 5000 - 10000 | | Mortensson and Frostell (1992) |
| Fixed | Flocor R | | 230 | 0.975 | Bories (1981) |
| Fixed | Surpac | | 206 | 0.94 | Chian and DeWalle (1971) |
| Fixed | Granite rock | 25 - 75 mm dia. | | 0.42 | Richter and Meckle (1971) |
| Fixed | Intalox saddles (polypropylene) | 25 mm | | 0.83 | Wilson and Timpany (1973) |
| Fixed | Stone | 25 - 30 mm dia. | | 0.47 | Dennis and Jennett (1974) |
| Fixed | Pall rings | 15 mm | | 0.85 | Mueller and Mancini (1975) |
| Fixed | Stone | 25 - 38 mm dia. | | 0.43 | Seeler and Jennett (1978) |
| Fixed | Stone | 25 - 40 mm dia. | | 0.42 | Brown et al. (1981) |
| Fluidized | Sand | 0.7 - 0.8 mm dia. | 3000 | | Hall (1981) and (1981a) |
| Fixed | Red clay rubes | 25 mm dia. | 70 | (1.0) | Hall et al. (1981a) |
| Fixed | Norton plastic rings | 5 cm | 114 | 0.95 | Hall et al. (1981a) |
| Fixed | Corrugated blocks | 75 * 50 pore size | 100 | >0.95 | Dahab and Young (1981) |
| Fixed | Granite chips | 12 - 25 mm | - | 0.40 | Colleran et al. (1992) |
| | Mussel Shells | - | - | 0.77 | Colleran et al. (1992) |
| | Corals | - | - | 0.72 | Colleran et al. (1992) |
| | Reeds | | | 0.93 | Colleran et al. (1992) |
| | Limestone | - | - | - | Colleran et al. (1992) |
| Fixed | Red clay blocs | 28 * 28 mm pore | 157 | 0.70 | Kennedy and Van den Berg (1982a) |
| Expanded | Ion exchange resin /PVC | 0.5 mm / 1.5 mm | 5800 | 0.48 | Jewell et al. (1978) |

จะเห็นได้ว่าตัวกลางมีบทบาทสำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสีย และมีผลต่อค่าใช้จ่ายของระบบ เช่น การใช้หินกรวดเป็นตัวกลางจะมีผลต่อการออกแบบฐานรากในการที่จะรับน้ำหนักของโครงสร้างถัง การใช้ตัวกลางพวกพลาสติกอาจขจัดปัญหาด้านฐานรากแต่ตัวกลางพวกนี้มีราคาสูงมาก เมื่อเทียบกับราคาของหินกรวด

3.3.6.5 ลักษณะการวางชั้นตัวกลาง

เนื่องจากตัวกลางในถังกรองไร้ออกซิเจนทำหน้าที่เสมือนอุปกรณ์ในการกักเก็บตะกอนเซลล์ให้อยู่ภายในระบบ การศึกษาลักษณะการวางตัวของชั้นตัวกลางจะให้ข้อมูลนำไปสู่การพัฒนาระบบให้ดีขึ้นทั้งทางด้านการกำจัดน้ำเสีย และการลดต้นทุนของระบบ ความเข้าใจเกี่ยวกับกลไกของระบบและอิทธิพลหน้าที่ของแบคทีเรียที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของถังกรองจะเป็นพื้นฐานในการเลือกตำแหน่งชั้นตัวกลางในลักษณะที่ให้ผลประโยชน์สูงสุด จากข้อสมมุติฐานของงานวิจัยที่ผ่านมาที่ตำแหน่งความสูงต่าง ๆ ของถังกรองจะมีหน้าที่การทำงานต่างกัน เช่น ทางตอนล่างของถังกรองจะพบกิจกรรมของแบคทีเรียมีมาก ณ บริเวณนี้ ประสิทธิภาพการลดค่าซีโอดี จะเกิดขึ้นมาก ส่วนตอนบนของถังกรองจะมีหน้าที่ในการกักเซลล์ให้อยู่ในระบบ

ปัจจุบันได้มีงานวิจัยการลดความสูงของชั้นตัวกลางทั้งในและต่างประเทศ เช่น การศึกษาพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนแบบ UASB ในประเทศเนเธอร์แลนด์ ระบบนี้จะไม่มีตัวกลางบรรจุอยู่ในถังปฏิกรณ์ แต่จะมีตะกอนเซลล์เกาะรวมตัวกันเป็นชั้น ๆ ภายในถัง ส่วนในประเทศ ได้มีการวิจัยการลดชั้นความสูงของตัวกลางภายในเครื่องกรองไร้ออกซิเจน โดยใช้ตัวกลางพลาสติก ผลปรากฏว่าตัวกลางสามารถลดค่าซีโอดี ได้ดีพอสมควร

เจษฎา ศรศึก, 1984 ทำการวิจัยเรื่อง ผลของความลึกและตำแหน่งของชั้นตัวกลางต่อสมรรถนะของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน โดยวางชั้นตัวกลาง 4 ลักษณะ คือ ตัวกลางเต็มถัง ตัวกลางลอย 25% ความสูงถังกรอง ตัวกลางลอยครึ่งถังกรอง และตัวกลางจมครึ่งถังกรองในการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ ด้วยการเพิ่มออร์แกนิคโหลดดิงอย่างต่อเนื่อง และช้าๆ ปรากฏว่า ถังกรองที่มีตัวกลางเต็มถังจะมีสมรรถนะและความสามารถในการลดซีโอดีของน้ำเสียได้ดีที่สุด ซึ่งเมื่อเพิ่มออร์แกนิคโหลดดิง ปรากฏว่า ถังกรองที่มีตัวกลางลอยอีก 2 ลักษณะ ก็มี

แนวโน้มที่จะทำงานได้ดีขึ้น สำหรับถังกรองที่มีตัวกลางจมครึ่งถังกรอง ปรากฏว่า ยังมีสมรรถนะไม่ดีนัก เนื่องจากมีตะกอนแบคทีเรียหลุดไปจากถังกรองมาก

3.3.6.6 ความสูงของถังกรอง

ความลึกของชั้นตัวกรอง (Filter depth) มีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองไร้ออกซิเจน การเพิ่มความลึกของชั้นตัวกรองไปถึงระดับหนึ่ง จะทำให้ประสิทธิภาพของถังกรองเพิ่มขึ้น

บุญสิน สุภัควงศ์, 1978 ใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนทำความสะอาดน้ำโสโครกจากบ้านพักอาศัย สรุปไว้ว่า การทำงานของถังกรองไร้ออกซิเจนลึก 0.50 ม. และลึก 1.00 ม. ให้ประสิทธิภาพในการทำงานใกล้เคียงกันมาก จากการศึกษาทดลองของ Suthakar, 1981 พบว่าถังกรองไร้ออกซิเจนที่มีชั้นตัวกรองลึก 60 ซม. สามารถลดซีโอดีของน้ำเสียจากถังเกรอะได้ ร้อยละ 60 Wladimir, 1983 ได้รายงานว่าความลึกของชั้นตัวกรอง 120 ซม. เป็นความลึกที่พอเพียงสำหรับบำบัดน้ำเสียจากชุมชนเช่นเดียวกับ Raman และ Khan, 1982 บุญส่ง ไข่เกษ และปรีชา ลอเสรีวานิช, 1984 บุญด่วน แก้วปิ่นตา และคณะ, 1989 ได้ทำการทดลองใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนบำบัดน้ำเสียรวมจากชุมชน ปรากฏว่าถังกรองที่มีชั้นตัวกรองลึก 0.52 ม. และ 1.0 ภายใต้อัตราการรับปริมาณน้ำเสีย (Hydraulic Loading Rate) เดียวกันมีประสิทธิภาพในการลดบีโอดีใกล้เคียงกัน ซึ่งก็สอดคล้องกับการศึกษาของนิดยา มหาผล และคณะ, 1988 ที่พบว่าถังกรองไร้ออกซิเจนซึ่งบรรจุตัวกรองลึก 1.00 ม. และ 1.80 ม. มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาลใกล้เคียงกัน และสรุปว่าความลึกของตัวกรองที่เหมาะสมควรจะเป็น 1.00 ม.

การเพิ่มความลึกของชั้นตัวกรองให้มีความลึกมาก ๆ นอกจากจะทำให้สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายแล้วยังเป็นการเพิ่มแรงดันสูญเสียภายในถังกรองไร้ออกซิเจน อย่างไรก็ดี Raman และ Khan, 1982 ได้เสนอแนะว่าความลึกของชั้นตัวกรองควรจะเท่ากับ 1.20 - 1.80 ม. หรืออย่างน้อย 0.9 - 1.20 ม. Khan และ Siddiqui, 1976 ได้ทดลองใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนบำบัดน้ำเสีย พบว่าความลึกของชั้นกรองที่เหมาะสมคือ 1.20 ม.

โดยทั่วไปความสูงของถังกรองจะอยู่ในช่วง 1-1.8 เมตร ความสูงของถังกรองที่น้อยกว่านี้อาจมีโอกาสทำให้น้ำทิ้งมีการไหลลัดวงจรได้ง่าย (Short Circuit) ส่วนความสูงที่มากกว่า 1.80 เมตร ดูเหมือนจะเป็นการสิ้นเปลืองมากกว่าเมื่อเทียบกับประสิทธิภาพที่ได้เพิ่มขึ้นจากเดิม ทั้งนี้เพราะจากงานวิจัยต่าง ๆ ล้วนชี้ให้เห็นว่า กิจกรรมของแบคทีเรียส่วนใหญ่เกิดทางตอนล่างที่บริเวณ0.30 เมตร จากก้นถังกรอง แต่อย่างไรก็ตามการเพิ่มความสูงของถังกรองจะต้องสัมพันธ์กับพื้นที่หน้าตัดและการกักน้ำ (HRT) ทั้งนี้เพื่อจะให้แบคทีเรียมีเวลาอยู่ในถังกรองได้นาน

### 3.3.6.7 ข้อดีข้อเสียของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน

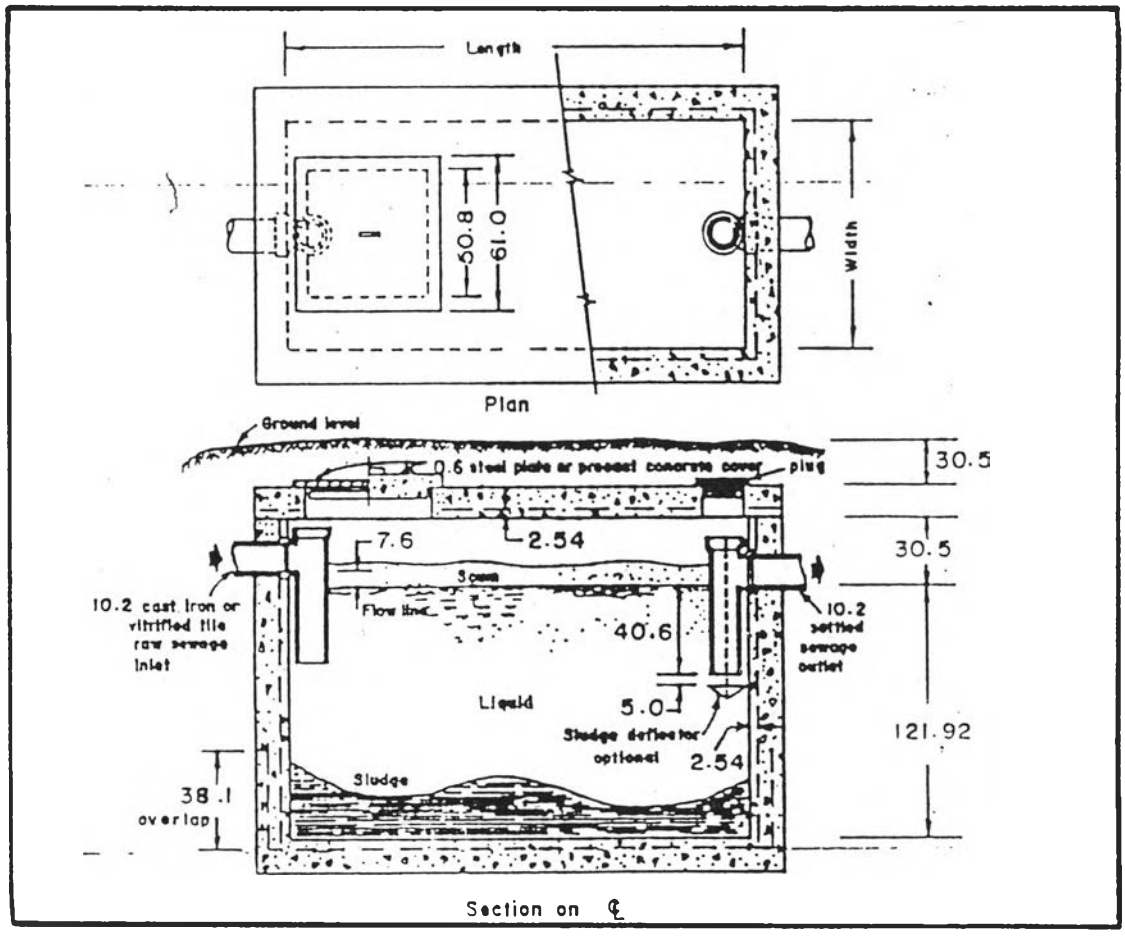
จากผลงานวิจัยที่ผ่านมาในอดีตพอสรุปข้อดีข้อเสียของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนไว้ในตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 ข้อดีและข้อเสียของระบบถังกรองไร้ออกซิเจน

| ข้อดี | ข้อเสีย |
|---|---|
| 1. เครื่องกรองไร้ออกซิเจนเป็นเครื่องมือที่เหมาะสมและสมบูรณ์ที่สุดสำหรับการกำจัดน้ำเสียที่ส่วนใหญ่ละลายน้ำ (Soluble Waste) | 1. ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยสูง เพราะอาจเกิดปัญหาการอุดตัน |
| 2. ไม่ต้องทำ recycle น้ำออกจากถังกรองก็มีลักษณะใส | 2. มีก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งทำให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น |
| 3. เซลล์แบคทีเรียจะสะสมอยู่ในถังกรองมากขึ้นตลอดเวลาทำให้ค่า SRT สูง ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD สูง | 3. การใช้งานในทางปฏิบัติจริงปัจจุบันยังมีปัญหาเกี่ยวกับการออกแบบระบบการกระจายน้ำยังไม่ดีพอ อันมีผลทำให้เกิดการไหลลัดวงจร |
| 4. ไม่ต้องมีการให้ความร้อน | 4. การใช้ตัวกลางเป็นหิน จำเป็นต้องมีฐานรากของโครงการสร้างที่แข็งแรง ทำให้สิ้นเปลืองค่าก่อสร้างเพิ่มขึ้น การใช้ตัวกลางพวกวัสดุสังเคราะห์แม้จะเบา แต่มีข้อเสียที่ราคาแพง |
| 5. เซลล์เกิดน้อยมาก และน้อยกว่าวิธีกำจัดแบบอื่น จึงทำให้ลดปัญหาการกำจัดตะกอน โดยทั่วไปเป็นเวลาหลายเดือนหรือเป็นปี จึงจะมีการระบายตะกอนออกไปสักครั้งหนึ่ง | |
| 6. สามารถรับออร์แกนิคโหลดดิ้งที่เพิ่มขึ้นได้อย่างกระทันหัน (Shock Load) | |
| 7. สามารถทำงานได้ดีหลังจากที่มีการหยุดการทำงานไปชั่วเวลาหนึ่ง โดยไม่ต้องมีการเริ่มเลี้ยงแบคทีเรียใหม่ | |
| 8. ไม่สิ้นเปลืองพลังงาน เพราะเครื่องกรองไม่ต้องการใช้ออกซิเจนในการทำงาน | |
| 9. ให้ผลผลิตสุดท้ายเป็นก๊าซมีเทนซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้ | |
| 10. ต้องการอาหารเสริมน้อยกว่าระบบชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจน | |

3.3.7 <u>ระบบถังเกรอะ</u> (Septic System)

ถังเกรอะมักจะฝังใต้ดิน, ออกแบบให้เป็นโครงสร้างที่สามารถเก็บกักน้ำได้ ในการรับน้ำเสียจากบ้านเรือนเพื่อแยกกากของแข็งออกจากน้ำเสียนั้น, ทำให้เกิดการย่อยสลายของสารอินทรีย์, ทำหน้าที่เก็บกักกากของแข็ง และปล่อยให้ส่วนน้ำใสด้านบนสู่ระบบกำจัดน้ำเสียขั้นต่อไป ในส่วนของตะกอนของแข็ง และบางส่วนของตะกอนของแข็งที่ย่อยสลายได้ก็จะตกตะกอนจมอยู่และสะสมอยู่ด้านล่างถังเกรอะ ส่วนของฝ้าที่ลอยอยู่ผิวน้ำในถังเกรอะที่มาจากส่วนของวัสดุเบาที่ลอยได้ หรือมาจากส่วนของไขมันก็จะลอยอยู่ที่ผิวหน้าส่วนบนถังเกรอะ ในส่วนของน้ำใสส่วนบนก็จะไหลออกจากถังเกรอะโดยกันมิให้ฝ้าตะกอนที่ลอยได้เหล่านั้นหลุดไปจากถังเกรอะได้ ซึ่งรูปแบบของถังเกรอะ เพื่อทำให้เกิดส่วนที่ตกตะกอนและปล่อยเฉพาะน้ำใสออกไปได้ แสดงในรูปที่ 3.17 และในส่วนของน้ำใสที่ผ่านถังเกรอะนั้น จะไปยังระบบดูดซึมของดินหรือระบบถังกรองไร้ออกซิเจน ทั้งนี้ขึ้นกับสภาพของดินบริเวณนั้น ๆ ว่าจะให้น้ำซึมผ่านได้หรือไม่




รูปที่ 3.17 รูปแบบทั่วไปของถังเกรอะ All dimentions in centimetres

3.3.7.1 กระบวนการที่เกิดขึ้นภายในถังเกรอะ

ถึงแม้ว่าถังเกรอะจะทำหน้าที่เป็นส่วนดกตะกอนชั้นต้นที่ไม่มีส่วนหนึ่งส่วนใดที่เคลื่อนไหวได้ หรือมีการเติมสารเคมีใด ๆ ก็ตาม ภายในถังเกรอะก็มีกระบวนการเกิดขึ้นค่อนข้างซับซ้อนที่ค่อนข้างสำคัญ ดังข้างล่างนี้

3.3.7.1.1 การแยกตะกอนแขวนลอย

เป็นกลไกง่าย ๆ ที่เกิดขึ้น และผลที่ได้คือ การแบ่งชั้นในถังเกรอะ คือ ชั้นของตะกอนจมด้านล่างถังเกรอะ, ชั้นของฝ้าที่ลอยผิวน้ำ และชั้นของส่วนน้ำใสตรงกลาง ซึ่งจะมีอนุภาคเล็ก ๆ ที่แขวนลอยอยู่ที่เรียกว่า คอลลอยด์ และพร้อมที่จะจับตัวกันตกลงมาข้างล่างได้ หรือลอยขึ้นสู่ผิวน้ำด้านบนก็ได้ ทั้งนี้ขึ้นกับความหนาแน่นของอนุภาคที่รวมตัวกันเหล่านั้น

3.3.7.1.2 การย่อยสลายของตะกอนด้านล่างถังและฝ้าที่ลอยผิวหน้า

สารอินทรีย์ในตะกอนด้านล่างถังและในฝ้าที่ลอยอยู่ที่ผิวหน้าด้านบน จะถูกย่อยสลายโดยพวกแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการดำรงชีพ ทำให้เกิดกรดโวลาไทล์ และผลสุดท้ายได้น้ำ, คาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซมีเทน ซึ่งก๊าซเหล่านี้เมื่อลอยตัวขึ้นสู่ผิวน้ำด้านบนก็จะนำเอาส่วนของตะกอนจมบางส่วนลอยขึ้นมา และตะกอนเหล่านั้นจะตกลงสู่เบื้องล่างอีกครั้งหนึ่งเมื่อก๊าซเหล่านั้นหลุดพ้นไปจากถังเกรอะแล้ว ทำให้ตะกอนที่จมตัวลงด้านล่างถัง-เกรอะนั้นจับตัวกันแน่นมากขึ้น

3.3.7.1.3 การย่อยสลายส่วนน้ำใสในถังเกรอะ

ในช่วงที่อยู่สารอินทรีย์ละลายในส่วนน้ำใสอยู่ในถังเกรอะนี้ก็จะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียพวกที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ในการดำรงชีพ ซึ่งจะย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลขนาดใหญ่ให้เล็กลง

3.3.7.1.4 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในถังเกรอะ

มีจุลินทรีย์หลายชนิดที่เจริญเติบโต, สร้างเซลล์ใหม่และตายลงในถังเกรอะ โดยที่จุลินทรีย์ติดมากับสารอินทรีย์ที่อยู่ในสารแขวนลอยและแยกตัวออก โดยการตกตะกอน แต่ก็มีบางพวก เช่น ไวรัส, แบคทีเรีย, โปรโตซัว สามารถมีชีวิตอยู่ในตะกอน, ฝ้า หรือหลุดไปกับน้ำทิ้งได้

3.4 การวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการทดลองเครื่องกรองไร้ออกซิเจนที่ผ่านมา

Coulter และคณะ, 1957 รายงานถึงผลการทดลองในการใช้เครื่องกรองไร้ออกซิ-เจนในห้องปฏิบัติการ เพื่อกำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือน พบว่าประสิทธิภาพในการลด BOD ช่วงหน้าหนาวประมาณ 67% ในขณะที่อุณหภูมิ 25 °C จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด BOD ถึง 82%

Young และ McCarty, 1969 ใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนขนาดทดลองในห้องปฏิบัติการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ พบว่าใช้ได้ดีกับน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลายอยู่ในความเข้มข้นต่ำได้

Raman และ Chakladar, 1972 รายงานผลการใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนในการกำจัดน้ำเสียบ้านเรือนในประเทศอินเดีย ว่า ประสิทธิภาพในการลด BOD (ช่วง 130 - 340 มก./ล.) ประมาณ 73% นอกจากนี้ Raman และ Khan, 1978 ยังรายงานถึงการทดลองใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจน เป็นระบบกำจัดน้ำเสียขั้นที่ 2 (Secondary Treatment) กับน้ำเสียที่มาจากบ่อเกรอะ และน้ำเสียความเข้มข้นต่ำจากบ้านเรือนได้ดีอีกด้วย

Schwartz และคณะ, 1980 ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียพวก Sludge thermal conditioning liquor Waste ซึ่งมีค่าบีโอดี 10,000 มก./ลิตร และกำหนดระยะเวลากักน้ำ 24 ชม. เครื่องกรองสามารถลดบีโอดีได้ถึง 60-80% ในเทอมของบีโอดี ก๊าซมีเทนซึ่งเป็นผลพลอยได้จากระบบสามารถลดค่าใช้จ่ายในระบบน้ำเสีย 20-25%

Jennett 1980 ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตยา (Phamaceutical Waste) ซึ่งมีความเข้มข้นของบีโอดี 2,000 มก./ลิตร เวลากักน้ำ 36 ชม. ที่อุณหภูมิ 35 °C เครื่องกรองสามารถลดซีโอดีได้ 70-80% และลดบีโอดีได้ 94% ในขณะที่ระบบแบบใช้ออกซิเจน มีประสิทธิภาพในการลดสับสเตรดได้เพียง 61% ด้วยการป้อนน้ำเสียลักษณะเดียวกัน

Friedman และคณะ, 1981 ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียพวกโรงงานฟอกหนังสัตว์ด้วยการป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดี ประมาณ 3,000 มก./ลิตร ระยะเวลากักน้ำ 24 ชม. เครื่องกรองสามารถลดซีโอดีในน้ำเสียได้ 40-50% และสามารถย่อยสารประกอบโปรตีนได้ 76%

Hines และ Weeter, 1981 ได้ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนในการทดลองหาปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นภายในระบบ โดยทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งมีความเข้มข้นซีโอดี 3 ระดับ 3,000, 1,500, 750 มก./ล. และกำหนด Hydraulic Loading Rate (HLR) 2 ค่า 0.0068 - 0.0136 ลิตร/$ม^2$-วินาที เป็นผลให้เกิดการทดลอง 6 ชุด ซึ่งมีค่าออร์แกนิคโหลดดิงอยู่ในช่วง 0.43-3.5 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน จากผลการทดลองพบว่า เครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงถึง 94% และมีแอมโมเนีย 170 มก./ลิตร ที่ระดับออร์แกนิคโหลดดิง 3.03 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน HRT = 20 ชม. HLR = 0.010 ลิตร/$ม^2$-วินาที และพบว่าในการทดลองนี้ปริมาณแอมโนเนียเกิดมากที่สุด 217 มก./ลิตร ที่ระดับของออร์แกนิคโหลดดิง 1.035 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน HRT = 41 ชม. HLR = 0.005 ลิตร/$ม^2$-วินาที ในการทดลองนี้ยังแสดงให้เห็นว่าปริมาณแอมโมเนียส่วนใหญ่จะเกิดบริเวณตอนล่างช่วง 0.50 เมตรลงมา และยังชี้ให้เห็นว่าน้ำเสียที่ออกจากเครื่องกรองมีปริมาณแอมโมเนียเพียง 2.5% ของปริมาตรถังที่จะก่อให้เกิดปฏิกริยา Nitrification

พรพจน์ กรรณสูตร, 1981 ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียจากโรงงานสุราที่มีค่า $BOD_5$ 30,900-40,000 มก./ล. และค่าซีโอดี 77,430-110,000 มก./ล. จากผลการทดลองพบว่าเครื่องกรองมีประสิทธิภาพมากที่สุด 70% ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ต่อพื้นที่หน้าตัด 943 กก.ซีโอดี/$ม^2$-วัน และ 14.62 กก. ซีโอดี/$ม^2$-วัน เครื่องกรองมีประสิทธิ

ภาพต่ำสุด 30% ที่อัตราการรับออร์แกนิคโหลดดิงต่อพื้นที่หน้าตัด 27.96 กก.ซีโอดี/ม$^2$-วัน ตะกอนจุลชีพที่เพิ่มขึ้นต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดเฉลี่ย 0.054 กก./กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด ก๊าซมีเทนเกิดขึ้น 0.506 ม$^3$/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด

Frostel, 1981 ทำการทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะการทำงานระหว่างเครื่องกรองไร้ออกซิเจน กับระบบสลัดจ์เบด (Sludge Bed System) โดยใช้ถังกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 84 มม. สูง 1.25 เมตร ภายในเครื่องกรองบรรจุตัวกลางพลาสติกมีความพรุน 96% ส่วนระบบสลัดจ์เบด (SBR) ตอนบนจะมีระบบแยกสลัดจ์ การทดลองนี้ได้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์มีค่าซีโอดี 780 มิลลิกรัม/ลิตร และป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ในอัตราออร์แกนิคโหลดดิง 0.7-10 กก.ซีโอดี/ม$^3$-วัน ผลการทดลองปรากฏว่าเครื่องกรองไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพ ในการกำจัดซีโอดีเหนือกว่าระบบสลัดจ์เบด (SBR) เล็กน้อย กล่าวคือระบบสลัดจ์เบด (SBR) สามารถกำจัดซีโอดีได้ 87% และ 68% ที่ระดับออร์แกนิคโหลดดิง 2.8 และ 10.1 กก.ซีโอดี/ม$^3$-วัน ตามลำดับ ส่วนเครื่องกรองไร้ออกซิเจนสามารถกำจัดซีโอดี 93% และ 79% ที่ระดับออร์แกนิคโหลดดิง 2.7 และ 10.5 กก.ซีโอดี/ม$^3$-วัน ตามลำดับ

โรมรัน ศรีสัมฤทธิ์, 1981 ได้ทดลองใช้ซังข้าวโพดแห้งเป็นวัสดุตัวกลางสำหรับเครื่องกรองไร้ออกซิเจน ในการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ภายใต้ออร์แกนิคโหลดดิง 0.833 - 30 กก.ซีโอดี/ม$^3$-วัน ปรากฏว่าซังข้าวโพดสามารถใช้เป็นตัวกลางยึดเกาะของแบคทีเรียได้ดี และยังสามารถคงสภาพอยู่ได้หลังจากใช้งานแล้วประมาณ 8 เดือน จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ซังข้าวโพดที่ใช้เป็นตัวกลางไม่อยู่ในฐานะเป็นแหล่งคาร์บอนได้เพียงลำพัง เนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์จำกัด เครื่องกรองที่ใช้ในงานวิจัยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงสุด 94% ที่ออร์แกนิคโหลดดิง 1.67 กก.ซีโอดี/ม$^3$-วัน โดยมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี 54%

Khanlique และคณะ, 1982 ได้ทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะการทำงานของเครื่องกรองไร้ออกซิเจน 2 ตัว ซึ่งบรรจุตัวกลางต่างชนิดกัน คือ Activated Carbon และ Enthracite coal โดยทดลองกับน้ำเสีย 3 ชนิด คือ น้ำเสียสังเคราะห์พวกกลูโคส, phenol dilute paint, stripping bath wastewater ทำการทดลองในลักษณะต่อเนื่องในห้องทดลอง โดยใช้เครื่องกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5.1 ซม. สูง 61 ซม. ป้อนน้ำเสียใน

อัตรา 2 มล./นาที และมีการไหลเวียนกลับ (recirculation) ในอัตรา 50 มล./นาที ระยะเวลากักน้ำ 3.55 ชม. ทดลองที่อุณหภูมิ 35 °C ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าเครื่องกรองที่บรรจุ Activated Carbon มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และการผลิตมีเทนสูงกว่าเครื่องกรองที่บรรจุ Antracite coal ทุกกรณี

Landine และคณะ, 1981 ได้ทำการทดลองใช้ระบบการหมักและการกรองไร้ออกซิเจน (Anaerobic Fermentation Filtration) ในการกำจัดน้ำเสียที่เกิดจากขบวนการทำมันฝรั่ง โดยน้ำเสียจะผ่านบ่อหมักไร้ออกซิเจนก่อน (Fermenter) แล้วจึงเข้าเครื่องกรองไร้ออกซิเจน ในการทดลองได้ป้อนน้ำเสียในอัตราออร์แกนิคโหลดดิง 1 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าบ่อปิดหมัก (Fermenter) มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีอยู่ในช่วง 73.3-86.8% และเครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี ในช่วง 45.3-67% เมื่อรับภาระออร์แกนิคโหลดดิง 0.82-1.20 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน ที่ระยะเวลากักน้ำ 8.2-19.2 ชม. และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ Anaerobic Fermentation Filtration มีค่า 85-95% ที่ระดับออร์แกนิคโหลดดิง 1 กก.ซีโอดี/$ม^3$-วัน

เจษฎา ศรศึก, 1984 ได้ทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะของเครื่องกรองไร้ออกซิเจนที่มีชั้นตัวกลางวางตัว 4 ลักษณะ คือ ตัวกลางเต็มถัง ตัวกลางลอย 25% ความสูงของถังกรอง ตัวกลางลอยครึ่งถังกรอง และตัวกรองจมครึ่งถังกรองในการใช้กำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยการเพิ่มออร์แกนิคโหลดดิงอย่างต่อเนื่องและช้า ๆ ปรากฏว่าถังกรองที่มีตัวกลางเต็มถังจะมีสมรรถนะและความสามารถในการลดซีโอดีของน้ำเสียได้ดีที่สุด แต่อย่างไรก็ตามเมื่อเพิ่มออร์แกนิคโหลดดิง ปรากฏว่าถังกรองที่มีตัวกลางในลักษณะลอยตัวอีกสองลักษณะก็มีแนวโน้มที่จะทำงานได้ดีขึ้น ผลการทดลองทำให้คาดคะเนว่าตะกอนเซลล์แบคทีเรียส่วนใหญ่สะสมตัวตอนล่าง เนื่องจากการทดลองดังกล่าวมิได้ทดลองในลักษณะทรงตัว (Steady-State) ในแต่ละระดับออร์แกนิคโหลดดิง ดังนั้นจึงไม่สามารถเห็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของเครื่องกรองแต่ละชนิดได้ชัดเจนนัก

Donovan และคณะ, 1981 ใช้เครื่องกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียพวก Sludge heat treatment liquor Waste ที่สภาวะออร์แกนิคโหลดดิง 6.5 กก.ซีโอดี/$ม^2$-วัน และเวลากักน้ำ 36 ชม. เครื่องกรองสามารถลดบีโอดีของน้ำเสียได้ 75-85% และ 55-65%

ในเทอมของซีโอดี

GOBAYASHI, 1983 ทดลองใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำจากบ้านเรือน โดยมีค่า COD เฉลี่ย 288 มก./ล. ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 20, 25 และ 35 °C ที่ภาระบรรทุก 0.321 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน ระยะเวลาเก็บกัก 1 วัน มีค่าซีโอดีในน้ำออกจากระบบฯ เฉลี่ย 78 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพในการลดซีโอดี 73% อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 0.117 ล./กรัม ซีโอดีเข้าระบบฯ มีปริมาณโคไลฟอร์มแบคทีเรียเข้าระบบ $1.2 \times 10^6$ MPN/100 ml และปริมาณโคไลฟอร์มแบคทีเรียออกระบบฯ $4.1 \times 10^5$ MPN/100 ml

Wladimir, 1983 ใช้ถังกรองไร้ออกซิเจน กำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่มีความเข้มข้นประมาณ 120 มก./ล. ที่ระยะเวลาเก็บกัก (HRT) 7 - 9 ชั่วโมง ประมาณ 66 - 73% แต่เมื่อใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนกำจัดน้ำเสียนั้นที่ผ่านระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor) มาก่อนแล้ว จะมีประสิทธิภาพน้อยกว่า 30% ในการลด COD ของน้ำเสีย (น้ำเสียที่ผ่าน RBC มาแล้ว จะมีความเข้มข้น COD ประมาณ 37 มก./ล.)

Ajay K.J., 1983 ศึกษาเรื่อง Upprading Anaerobic Filter Effluent for viral control, ใช้ถังกรองไร้ออกซิเจนมีหิน, กรวด เป็นตัวกลาง โดยกำจัดน้ำเสียจากโรงเรียน โดยมีระยะเวลาเก็บกักน้ำในถังกรองฯ แต่ละใบที่ 2, 3 และ 4 วัน และระยะเวลาเก็บกักน้ำ เมื่อต่อเป็นอนุกรมของ 2 ใบที่ 2-2 วัน, 3-3 วัน และ 4-4 วัน ซึ่งมีค่าเฉลี่ยของโคไลฟอร์มแบคทีเรียอยู่ในช่วง $7.6 \times 10^3$ ถึง $3.2 \times 10^5$ MPN/100 ml.พบว่าประสิทธิภาพลดโคไลฟอร์มแบคทีเรีย 80% ที่ระยะเวลาเก็บน้ำ 2 วัน, 91% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 3 วัน และ 96% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 วัน ของการทดลองถังเดี่ยว ส่วนเมื่อนำถังมาต่ออนุกรมปรากฏว่าประสิทธิภาพในการลดโคไลฟอร์มแบคทีเรีย 99.53, 99.94 และ 100% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2-2 วัน, 3-3 วัน และ 4-4 วัน ตามลำดับ (ไม่มีรายงานผลของพารามิเตอร์อื่น ; ซีโอดี, พีเอช)

บุญส่ง ไข่เกษ และยงยศ จุฑามาตยางกูร, 1983 ศึกษาการบำบัดน้ำปฏิกูลจากส้วมด้วยถังกรองแบบไร้ออกซิเจนด้วยการสร้างถังกรองไร้ออกซิเจนที่ประกอบด้วยถังตกตะกอนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 80 ซม. ลึก 140 ซม. 1 ถัง และถังกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 80 ซม. ลึก 140 ซม. ภายในบรรจุหินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 25-35 มล. หนา 1.00 ม. 1 ถัง เพื่อใช้ในการบำบัดสิ่งปฏิกูลจากส้วม สำหรับครอบครัวที่มีสมาชิก 4-6 คน ปรากฏว่าถังกรองไร้ออกซิเจน หน่วยที่ 1 ซึ่งมีผู้ใช้ทั้งหมด 4 คน น้ำทิ้งออกจากระบบฯ มีค่า BOD เฉลี่ย 35.78 มก./ล. และค่า SS เฉลี่ย 4.1 มก./ล. โดยระยะเวลาการเก็บกักน้ำโสโครก (Detention time) 14.5 วัน ปริมาณน้ำโสโครก 60 ลิตรต่อวัน ประสิทธิภาพการกำจัด BOD เท่ากับ 89.69 เปอร์เซนต์ มี Fecal Coliform (MPN/100 ml) ในน้ำทิ้งจากระบบฯ อยู่ในช่วง $1.5 \times 10^4$ - $9.2 \times 10^6$ ส่วนถังกรองไร้ออกซิเจน หน่วยที่ 2 มีผู้ใช้ทั้งหมด 5 คน ปรากฏว่าน้ำทิ้งออกมามีค่า BOD เฉลี่ย 41.1 มก./ล. และค่า SS เฉลี่ย 5.5 มก./ล. ระยะเวลาการเก็บน้ำโสโครก (Detention time) 11.6 วัน ปริมาณน้ำโสโครก 75 ลิตร/วัน ประสิทธิภาพในการกำจัด BOD เท่ากับ 88.2 เปอร์เซนต์ ในน้ำทิ้งมี Fecal Coliform (MPN/100 ml) อยู่ในช่วง $9.0 \times 10^3$ - $3.5 \times 10^6$ และถังกรองไร้ออกซิเจน หน่วยที่ 3 มีผู้ใช้ทั้งหมด 6 คน ปรากฏว่าน้ำทิ้งออกมามีค่า BOD เฉลี่ย 49 มก./ล. และค่า SS เฉลี่ย 6.7 มก./ล. ระยะเวลาการเก็บน้ำโสโครก (Detention time) 9.7 วัน ปริมาณน้ำโสโครก 90 ลิตรต่อวัน ประสิทธิภาพในการกำจัด BOD เท่ากับ 85.9 เปอร์เซนต์ มี Fecal Coliform ในน้ำทิ้ง $4.0 \times 10^3$ - $5.4 \times 10^6$ (MPN/100ml)

สุวิช อิ่มเงิน, 1988 ศึกษาการใช้ถังกรองไร้ออกซิเจน ในการกำจัดน้ำปฏิกูลจากส้วมใช้อิฐหักขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 25 - 35 มล. บรรจุให้มีความสูงของชั้นตัวกลาง 0.50 ม. เป็นตัวกลาง ในการบำบัดน้ำปฏิกูลจากส้วมสำหรับครัวเรือนที่มีสมาชิก 5 คนเป็นระยะเวลา 120 วัน พบว่า ปริมาตรของน้ำปฏิกูลที่เข้าสู่ระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.87 ล./วัน BOD ของน้ำปฏิกูลที่เข้าสู่ถังกรองไร้ออกซิเจน มีค่าเฉลี่ย เท่ากับ 379.73 มก./ล. ค่าเฉลี่ย SS เท่ากับ 214.10 มก./ล. ที่ระยะเวลาเก็บกัก 5 วัน ถังกรองไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการลด BOD ได้ 79.96% ค่า BOD ที่ออกมามีค่าเฉลี่ย เท่ากับ 76.10 มก./ล. มีประสิทธิภาพในการลด SS ได้ 80.33% SS ที่ออกมามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 42.10 มก./ล. ส่วนระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ถังกรองไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการลด BOD ได้ 85.36% ค่า BOD ที่ออกมามีค่า

เฉลี่ยเท่ากับ 55.60 มก./ล. สามารถลด SS ได้ 87.80% ค่า SS ที่ออกมามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 26.10 มก./ล. และจากการทดลองพบว่า ค่าปริมาณ Fecal coliform (MPN/100ml) ณ จุดที่น้ำปฏิกูลเข้าสู่ถังกรองไร้ออกซิเจนมีค่าระหว่าง $1.3 \times 10^4 - 24 \times 10^4$ ปริมาณ Fecal coliform (MPN.100ml) ณ จุดที่น้ำปฏิกูลถูกเก็บกักอยู่ในถังกรองไร้ออกซิเจนเป็นระยะเวลา 5 วัน มีค่าอยู่ระหว่าง $0.25 \times 10^4 - 24 \times 10^4$ และปริมาณ Fecal coliform (MPN/100ml) ณ จุดที่น้ำปฏิกูลถูกเก็บกักอยู่ในถังกรองไร้ออกซิเจนเป็นระยะเวลา 10 วัน มีค่าอยู่ระหว่าง $0.1 \times 10^4 - 18.4 \times 10^4$

บุญด่วน แก้วปิ่นตา และคณะ, 1989 ศึกษาการปรับปรุงคุณภาพน้ำโสโครกจากถังส้วมบ้านพักอาศัย โดยขบวนการกรองไร้ออกซิเจน โดยศึกษาทดลองในบ้านพักอาศัยที่มีสมาชิกครอบครัว 5 - 6 คน และตั้งอยู่ในเขตชนบทจำนวน 3 ครอบครัว ระบบการปรับปรุงคุณภาพน้ำโสโครกที่สร้างแต่ละหลังคาเรือนเป็นชนิดต้นแบบ (pilot scale) ประกอบด้วยถังเกรอะ (ถังส้วม) 1 ถัง ถังกรองไร้ออกซิเจน 1 ถัง โดยใช้หินก่อสร้างเบอร์ 2 หินเกล็ด 3/8 ทรายหยาบเป็นชั้นกรอง ความหนาชั้นกรอง 1.20 ม. และให้ของเหลวไหลผ่านชั้นกรองแบบไหลขึ้น ผลการทดลองพบว่า ระยะเวลาเก็บกักน้ำโสโครกในถังกรองไร้ออกซิเจน 11 - 14 วัน ภายใต้ Hydraulic Loading 0.076 - 0.094 $ม.^3/ม.^3$-วัน (ปริมาณน้ำใช้เฉลี่ย 4.5 - 6.5 ล./คน/วัน) ประสิทธิภาพถังกรองไร้ออกซิเจนในการลดบีโอดี มีค่าเฉลี่ย 86.10 - 90.25% น้ำทิ้งมีค่า BOD เฉลี่ยเท่ากับ 31.05 - 32.82 มก./ล. โดยที่ไม่มีรายงานการกำจัดโคไลฟอร์มแบคทีเรียในน้ำเสียแต่อย่างใด

บุญส่ง ไข่เกษ และคณะ, 1991 ศึกษาการใช้ระบบบ่อเกรอะ-ถังกรองไร้ออกซิเจนสำหรับบำบัดน้ำเสียจากอาคารขนาดเล็ก โดยนำระบบบ่อเกรอะ-ถังกรองไร้ออกซิเจนไปใช้เป็นระบบติดกับที่สำหรับบำบัดน้ำเสียจากบ้านพักอาศัย หอพัก อาคารสำนักงาน โรงพยาบาล โรงเรียน ภัตตาคาร และตลาดสด โดยระบบบ่อเกรอะ-ถังกรองไร้ออกซิเจนที่ใช้ในการวิจัยเป็นระบบชนิดต้นแบบ (Pilot-scale) ซึ่งสามารถบำบัดน้ำเสียได้ไม่เกิน 1 $ม.^3$/วัน ระบบประกอบด้วยบ่อเกรอะชนิด 2 ห้อง 1 ถัง และถังกรองไร้ออกซิเจน 1 ถัง องค์ประกอบที่สำคัญของระบบคือ ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในระบบเท่ากับ 4 วัน โดยแบ่งออกเป็นระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในบ่อเกรอะ 3 วัน และในถังกรองไร้ออกซิเจน 1 วัน ความลึกของตัวกรองซึ่งเป็นหินเบอร์ 2

เท่ากับ 0.90 ม. ผลของการวิจัยแสดงไว้ในตารางที่ 3.7

ตารางที่ 3.7 ปริมาณโคไลฟอร์มแบคทีเรียในน้ำทิ้งจากระบบถังกรองไร้ออกซิเจน (บุญส่ง, 1991)

| แหล่งน้ำเสียที่บำบัดโดยถังกรองไร้ออกซิเจน | โคไลฟอร์มแบคทีเรียของน้ำทิ้งจากระบบฯ (MPN/100 ml) |
|---|---|
| บ้านพักอาศัย | $3.6 \times 10^4$ ถึง $2.4 \times 10^5$ |
| หอพัก | $1.1 \times 10^5$ ถึง $2.4 \times 10^5$ |
| สำนักงาน | $1.1 \times 10^5$ ถึง $1.5 \times 10^6$ |
| โรงพยาบาล | $4.3 \times 10^5$ ถึง $2.4 \times 10^6$ |
| โรงเรียน | $3.6 \times 10^4$ ถึง $2.4 \times 10^6$ |
| ภัตตาคาร | $1.1 \times 10^5$ ถึง $1.5 \times 10^6$ |
| ตลาดสด | $1.1 \times 10^5$ ถึง $2.4 \times 10^6$ |

Le H.H., 1981 ศึกษาเรื่อง Viral Indicator Removal in Anaerobic Upflow Filter โดยมีวัตถุประสงค์ในการศึกษาประสิทธิภาพของการกำจัด Bacteriophages โดยใช้ Anaerobic Upflow Filter (AUF) ที่ค่าระยะเวลาเก็บน้ำที่ 96, 72, 48 และ 24 ชั่วโมง มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 0.04 ถึง 0.31 กม.ซีโอดี/ลบม./วัน ซึ่งสามารถสรุปผลการวิจัยได้ว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเพิ่มขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดพวก phages และ Coliforms เพิ่มขึ้นและในการวิจัยนั้นไม่สามารถหาความสัมพันธ์โดยตรงได้ระหว่างค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และการกำจัด Viral ของ AUF แต่สามารถสรุปได้ว่า ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเท่ากันค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่ำกว่า จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัด Coliforms และ bacteriophages มากกว่าที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงกว่า นอกจากนี้ยังเสนอแนวทางการวิจัยต่อไปในเรื่องของผลของระดับสารแขวนลอย (suspended Solids) ในถังกรอง (AUF) ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัด phages และ coliforms, ผลของความ

สูงของถังกรอง (ความสูงของชั้นตัวกลาง) กับประสิทธิภาพในการกำจัด phages และ coliforms และกลไกในการกำจัด bacteriophages ในระบบ Anaerobic Upflow Filter

เรืองชัย เจียกภาพร, 1985 ศึกษาเรื่อง การเปรียบเทียบสมรรถนะของถังกรองไร้ออกซิเจนที่มีตัวกลางเต็มถัง และตัวกลางครึ่งถัง เพื่อหาแนวโน้มความเป็นไปได้ ที่จะลดขนาดความสูงของถังกรองไร้ออกซิเจนลง เพื่อลดต้นทุนของตัวกลางที่ใช้ เนื่องจากพบว่าการกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่แล้วจะเกิดขึ้นที่ชั้นความสูง 30 เซนติเมตร จากก้นถังกรอง จึงทำการทดลองโดยเปลี่ยนค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 1,3 และ 5 กก.ซีโอดี/ลบ./วัน จากค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์วัดในรูปซีโอดีระหว่าง 2000, 6000 และ 10,000 มล./ล. เปรียบเทียบการทำงานของถังกรองไร้ออกซิเจนทั้ง 2 แบบ พบว่าถังกรองไร้ออกซิเจนที่บรรจุตัวกลางเต็มถัง และตัวกลางครึ่งถังลอยสามารถใช้กำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ได้อย่างมีประสิทธิภาพสูง ที่ระดับค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก./ลม./วัน โดยสามารถกำจัดซีโอดีได้ 90 และ 93% ตามลำดับ นอกจากนี้สมรรถนะในการทำงานของถังงกรองทั้งสองจะมีพฤติกรรมที่คล้ายคลึงกันที่ระดับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก./ลบ./วัน แต่จะมีความแตกต่างที่ระดับภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 5 กก./ลบ./วัน ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียของถังกรองที่มีตัวกลางครึ่งถังลอย จะสูงกว่าถังกรองที่มีตัวกลางเต็มถัง ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีส่วนใหญ่ของถังกรองทั้ง 2 ถัง เกิดที่ระดับ 0.30 เมตร จากก้นถัง นอกจากนี้ยังได้เสนอแนวทางที่จะทำการวิจัยต่อไปคือศึกษาความแตกต่างผลการทำงานของถังกรองระหว่างการใช้ตัวกลางเต็มถังเปรียบเทียบกับตัวกลางครึ่งถังลอย โดยทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดีต่ำ และศึกษาสมรรถนะการทำงานของถังกรองที่มีตัวกลางเต็มถัง และครึ่งถังลอยกับน้ำเสียจริง

จากข้อสรุปการศึกษาของเรืองชัย เจียกภาพร, 1985 และ Le H.H. 1981 ทำให้ทราบว่าแนวโน้มที่จะลดความสูงของตัวกลางลงได้ โดยที่ยังคงมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงอยู่ และจากแนวทางที่จะทำต่อของทั้งสองทำให้น่าจะมีการศึกษาประสิทธิภาพของถังกรองไร้ออกซิเจนที่มีตัวกลางครึ่งถังลอยกับน้ำเสียจริงที่มีความเข้มข้นของซีโอดีต่ำ ในด้านการกำจัดโคไลฟอร์มแบคทีเรีย เนื่องจากปัจจุบันนี้มีการออกแบบระบบกำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือน หรือจากชุมชนที่เปลี่ยนจากระบบเดิมคือ บ่อเกรอะ-บ่อซึม เป็นบ่อเกรอะ-บ่อกรอง มากขึ้น ซึ่งน้ำเสียส่วนใหญ่จากบ้านเรือนที่ผ่านถังเกรอะแล้วจะมีค่าความเข้มข้นของซีโอดีอยู่ในช่วง 100-200

มก.ต่อลิตร ซึ่งค่อนข้างต่ำ นอกจากนี้ในน้ำเสียยังมีแบคทีเรียพวกโคไลฟอร์มแบคทีเรียอยู่ด้วย ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้ตัวหนึ่งถึงคุณภาพของแหล่งน้ำนั้นที่จะนำมาใช้ต่อไป และปัจจุบันนี้ยังไม่มีมาตรฐานน้ำทิ้งในด้านปริมาณของโคไลฟอร์มแบคทีเรียที่ยอมให้ปล่อยลงสู่แหล่งน้ำได้ ดังนั้นในงานวิจัยนี้จะทำให้ทราบว่าที่ระดับความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสีย ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย และที่ความสูงต่าง ๆ จากด้านล่างถังกรองขึ้นมาน่าจะเป็นข้อมูลเบื้องต้นที่ใช้ในการพิจารณาการออกแบบระบบกำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือนต่อไป ในการลดปริมาณของโคไลฟอร์มแบคทีเรียในน้ำเสีย ถ้าหากในอนาคตจะมีมาตรฐานน้ำทิ้งในด้านของโคไลฟอร์มแบคทีเรียขึ้นมา