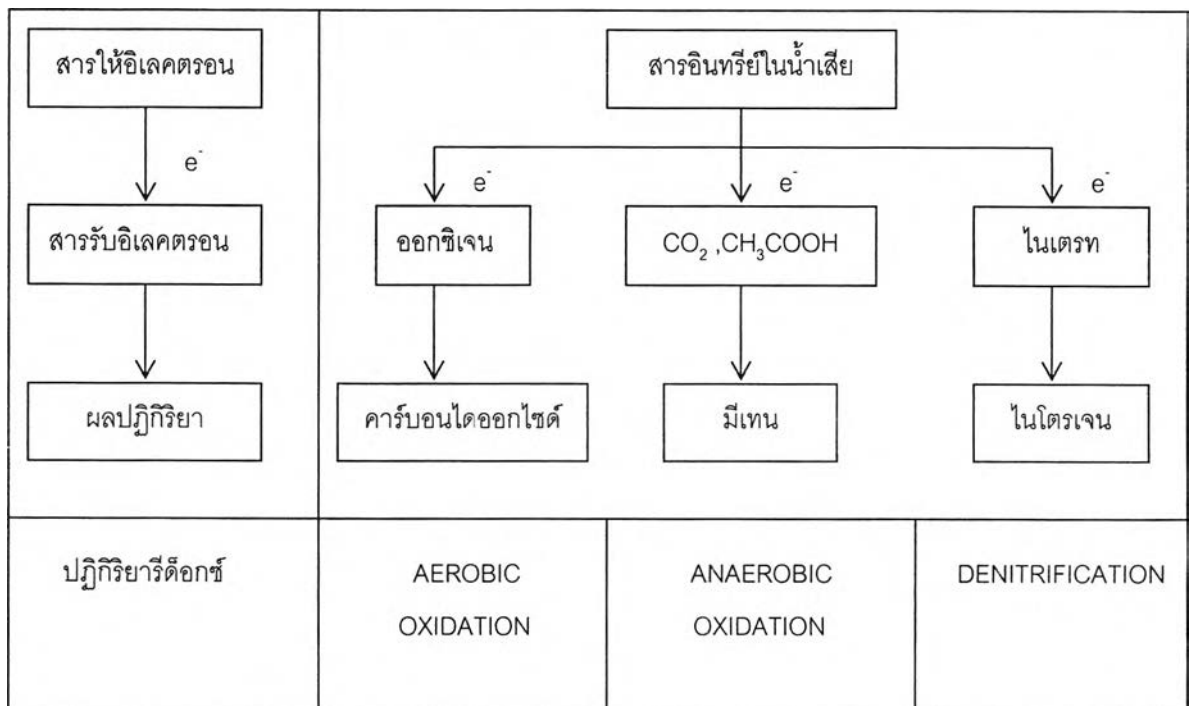


บทที่ 2

ทฤษฎีและแนวความคิด

2.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จะมีปฏิกิริยาที่เกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารที่ให้อิเล็กตรอน และสารที่รับอิเล็กตรอน ซึ่งเป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน - รีดักชัน หรือรีดอกซ์ โดยที่สารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งมีพลังงานสูงจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน และมีสารอย่างอื่นเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ถ้าปฏิกิริยาเป็นแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic) สารที่รับอิเล็กตรอนคือออกซิเจน แต่ถ้าสารที่รับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ หรือไนเตรท ปฏิกิริยาก็จะเป็นแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic) ดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มันลิน ตันซุลเวคม์, 2536)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งประกอบด้วย โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน ทั้งที่อยู่ในรูปของของแข็ง และสารละลาย โดยกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนสามารถแบ่งออกได้เป็น 4 ขั้นตอน ดังนี้

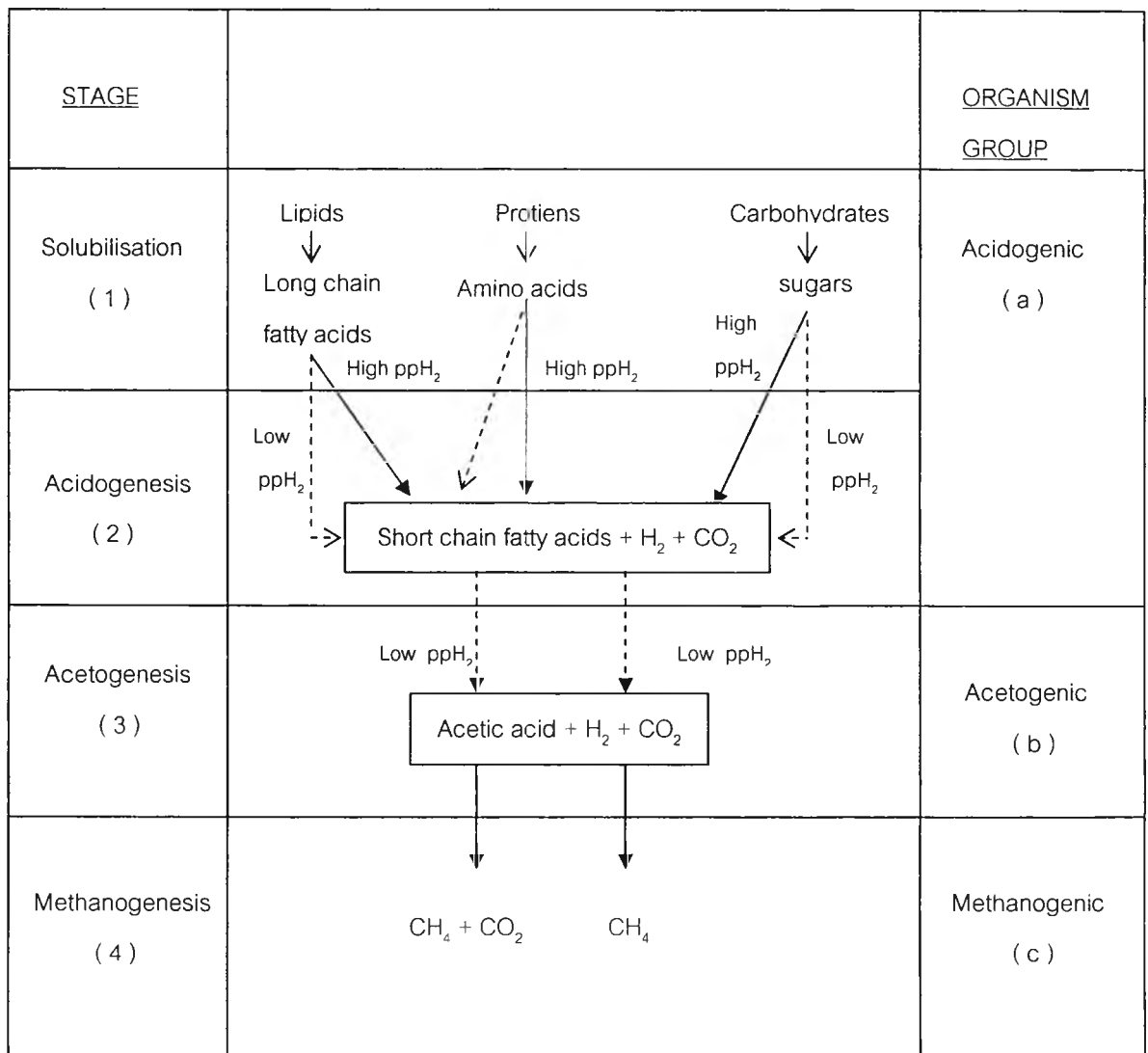
ขั้นตอนที่ 1 : Solubilisation หรือ Hydrolysis

ขั้นตอนที่ 2 : Acidogenesis

ขั้นตอนที่ 3 : Acetogenesis

ขั้นตอนที่ 4 : Methanogenesis

ดังแสดงในรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน

(Sam-soon, 1987)

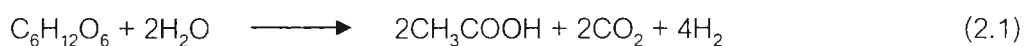
ขั้นตอนที่ 1 : Solubilisation หรือ Hydrolysis

เป็นขั้นตอนที่สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ และซับซ้อน เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน จะถูกย่อยสลายโดยเอนไซม์ที่ถูกปล่อยออกมาภายนอกเซลล์ (Extracellular Enzyme) โดยแบคทีเรียหลายจำพวก แต่ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียพวกสร้างกรด (Acidogenic) ทำให้ได้สารที่มีขนาดโมเลกุลเล็กลง เช่น กรดอะมิโน กลูโคส เป็นต้น เพื่อให้แบคทีเรียสามารถดูดซึมไปในเซลล์ได้ ในการย่อยสลายของขั้นตอนนี้มักขึ้นอยู่กับเอนไซม์ที่ถูกปล่อยออกมาจากแบคทีเรีย โดยเอนไซม์จะไปลดพลังงานกระตุ้น (activation energy) เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาได้เร็วขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม เอนไซม์ก็มีความเฉพาะเจาะจงมากโดยเลือกเร่งเฉพาะชนิดของปฏิกิริยา และชนิดของสารที่เข้าทำปฏิกิริยา และการทำงานของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ และการสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ เป็นต้น รูปที่ 2.3 แสดงให้เห็นรายละเอียดการ hydrolysis ของสารอาหารขนาดโมเลกุลใหญ่เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน และชนิดของเอนไซม์

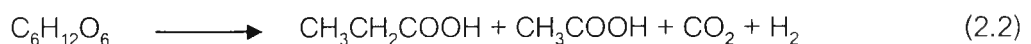
ขั้นตอนที่ 2 : Acidogenesis

เป็นขั้นตอนที่นำผลผลิตจากขั้นตอนที่ 1 ดูดซึมเข้าไปในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งอาหาร และให้ผลผลิตออกมาเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic acid) เป็นต้น รวมทั้งได้คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ซึ่งผลผลิตในขั้นตอนนี้จะเกิดสารชนิดใดนั้นขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารที่ผ่านมาจากขั้นตอนที่ 1 และ hydrogen partial pressure โดยผลของปฏิกิริยาที่ได้จะแตกต่างกันดังแสดงในรูปที่ 2.4 ซึ่งในการย่อยสลายของกลูโคสโดยผ่านวิถีทางชีวเคมีที่เรียกว่า Embden - Meyerhof pathway ในสภาวะที่ low hydrogen partial pressure จะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ แต่ถ้าในสภาวะ high hydrogen partial pressure จะได้กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการข้างล่าง

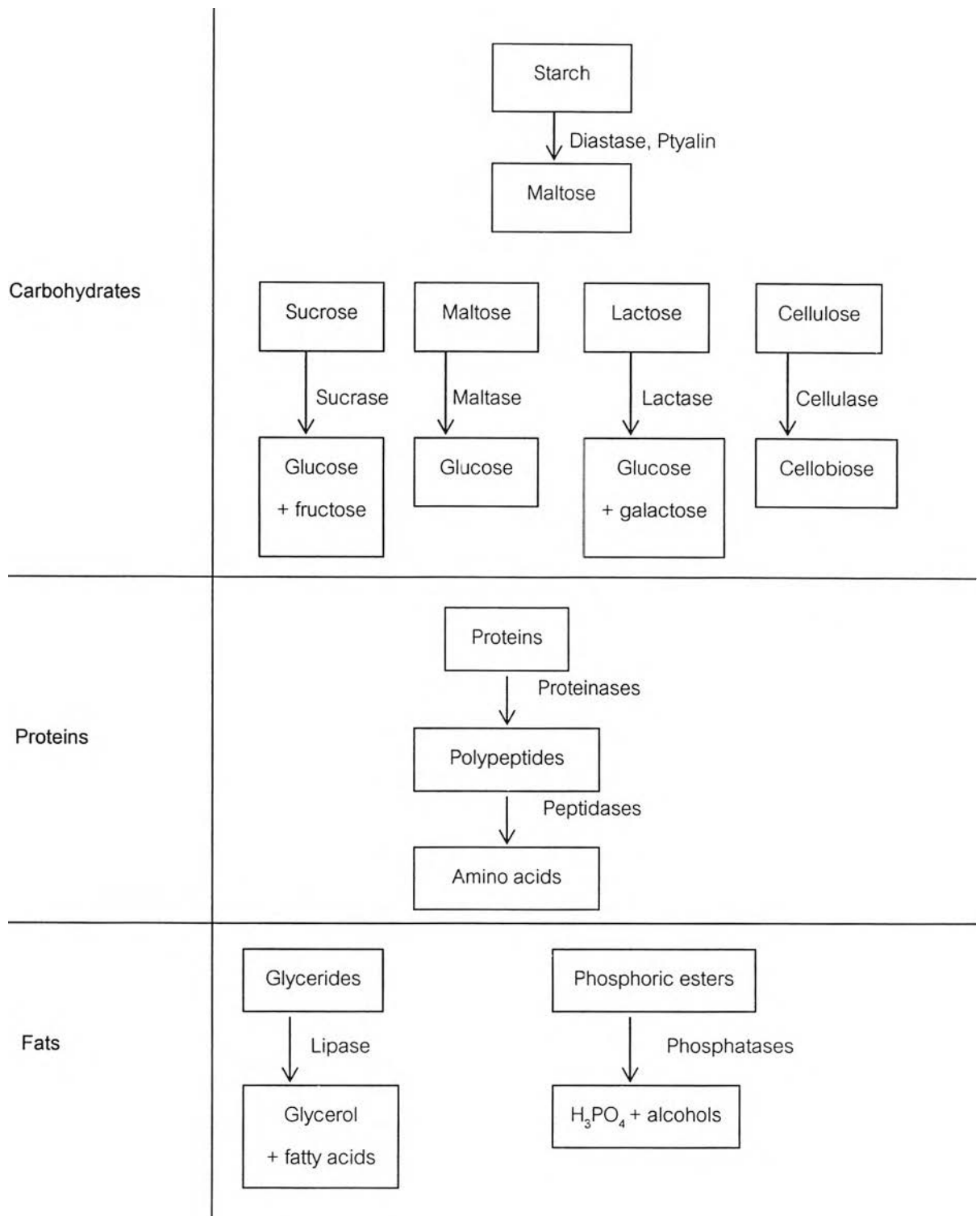
สภาวะ Low hydrogen partial pressure



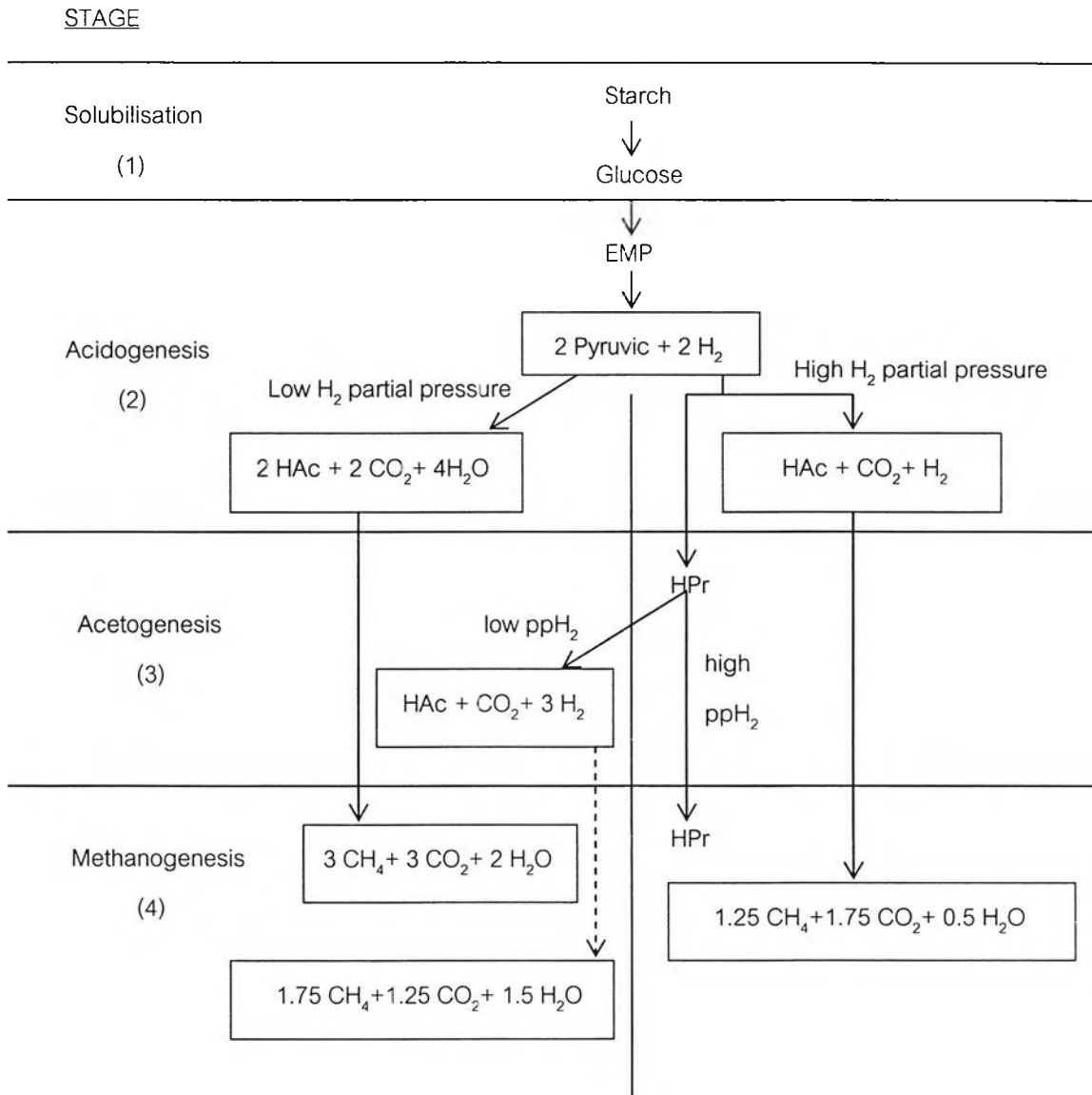
สภาวะ High hydrogen partial pressure



สำหรับแบคทีเรียที่รับผิดชอบในขั้นตอน Acidogenesis ก็คือ Fermentative bacteria หรือ Acidogens ซึ่งจะรับผิดชอบในขั้นตอน hydrolysis ด้วย



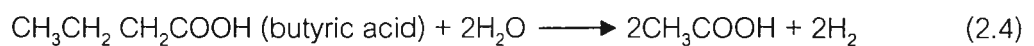
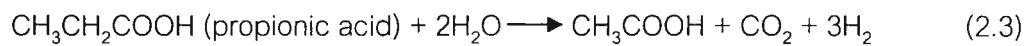
รูปที่ 2.3 ชนิดของสารตั้งต้น และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้ (Sawyer และ McCarty, 1978)



รูปที่ 2.4 แสดงการย่อยสลายของแป้งภายใต้สภาวะ Low และ High hydrogen partial pressure (Sam-soon, 1987)

ขั้นตอนที่ 3 : Acetogenesis

เนื่องจากการผลิตมีเทนโดย Methanogens สามารถใช้สารอาหารอย่างเฉพาะเจาะจงมาก เช่น กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และเมธิลามีน แต่ไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมเกินกว่า 2 อะตอม เช่น กรดโพรพิโอนิก กรดบิวทิริก เป็นสารอาหารโดยตรงในการผลิตมีเทน ดังนั้นแบคทีเรียจำพวก Acetogenesis จึงมีบทบาทสำคัญในการเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรด และการสร้างมีเทน แบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (hydrogen producing acetogenic bacteria) สามารถย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม ให้เป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะ low hydrogen partial pressure ดังสมการ



(โดย *Methanosporillum hangati* $\Delta G' = +48.2 \text{ kJ / mol}$)

ในการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน แบคทีเรียพวกนี้จะมีส่วนช่วยไม่ให้เกิดการสะสมตัวของกรดบิวทิริก กรดโพรพิโอนิกในถังปฏิกรณ์ ซึ่งทำให้ค่า pH ลดลงจนยับยั้งพวก Methanogens ได้

ขั้นตอนที่ 4 : Methanogenesis

เป็นขั้นตอนการสร้างมีเทนโดยแบคทีเรียชนิดที่ผลิตมีเทน (Methanogens) ซึ่งเป็นแบคทีเรียชนิดไม่ต้องการออกซิเจน (Obligate anaerobes) ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 กลุ่มหลัก คือ

1. แบคทีเรียชนิดที่สร้างมีเทนจากกรดอะซิติก (Obligate Acetoclastic Methanogens) แบคทีเรียพวกนี้จะใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการ



โดยจะเป็นปฏิกิริยาที่สำคัญในการสร้างมีเทน ซึ่งจะผลิตมีเทนได้ประมาณ 70% ของมีเทนที่ได้ทั้งหมด

2. แบคทีเรียชนิดที่สร้างมีเทนจากไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ (H_2 - Utilizing Methane Bacteria) โดยแบคทีเรียพวกนี้จะใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน โดยมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังสมการ



และแบคทีเรียชนิดนี้ยังสามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารอย่างเดียวได้ เพราะกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการ



ซึ่งแบคทีเรียพวก Methanogens นี้สามารถที่จะเจริญเติบโตในช่วงที่มี pH แคบ หรือประมาณ 6.5 - 7.2 และอุณหภูมิก็มีผลต่อการเจริญเติบโต รวมทั้งมักจะมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะต่ำ (specific growth rate) ทำให้ขั้นตอนนี้เกิดขึ้นช้า และมักเป็นขั้นตอนในการจำกัดอัตราการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

2.2 ระบบยูเอเอสบี (Upflow anaerobic sludge blanket, UASB)

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนของระบบยูเอเอสบีได้ถูกพัฒนาขึ้นมาในเวลาไม่นานนัก Stander (1966) พบว่าการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ให้มีอยู่ในถังหมักได้เป็นจำนวนมาก โดยติดตั้งถังตกตะกอนไว้ตอนบนของถังหมัก จะทำให้เวลาในการบำบัดน้ำเสียสั้นลง และยังสามารถรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบได้มากขึ้นด้วย การมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงๆ จะทำให้เกิดก๊าซซึ่งทำให้มีการผสมที่ดีในชั้นจุลินทรีย์ Lettinga และคณะ (1980) ได้พัฒนาระบบดังกล่าวโดยเลี้ยงให้มีจุลินทรีย์เกาะตัวเป็นกลุ่มหรือเป็นเม็ด พร้อมทั้งพัฒนาอุปกรณ์ที่ใช้ในการแยกน้ำเสียตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ (Gas - solid separator, GSS device) จึงเริ่มมีการใช้ระบบยูเอเอสบีเรื่อยมาจนถึงปัจจุบัน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีมีข้อดีข้อเสีย ดังนี้

ตารางที่ 2.1 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

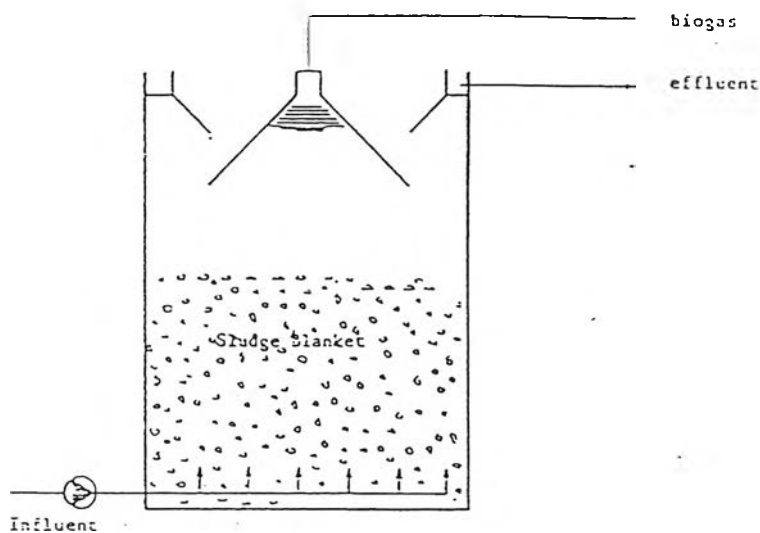
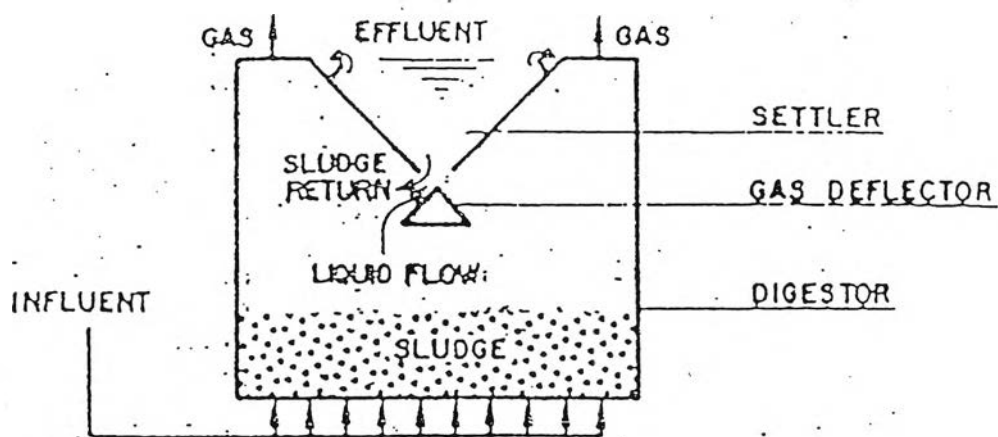
ข้อดี	ข้อเสีย
1. มีความต้องการพลังงานต่ำเนื่องจากไม่มีการเติมอากาศ	1. ต้องการอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพที่เหมาะสมเพื่อช่วยในการกวน
2. ไม่ต้องใช้สารตัวกลางทำให้ลดค่าใช้จ่ายลง	2. ต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้จับตัวเป็นเม็ด มิฉะนั้นจะด้อยประสิทธิภาพ
3. เกิดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินน้อย	3. ต้องพยายามรักษาตะกอนของจุลินทรีย์ในระบบให้เหมาะสม และควบคุมการล้างออก
4. สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading) ได้สูง	4. ต้องใช้เวลาในการ start-up ระบบค่อนข้างนาน
5. ผลผลิตที่ได้คือ ก๊าซชีวภาพ (ก๊าซมีเทน) สามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้	5. แบคทีเรียโดยเฉพาะพวกผลิตมีเทนมีความสามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงสภาวะเหมาะสมที่แคบ เช่น pH 6.5 - 7.2

2.2.1 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบีจะเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการปล่อยน้ำเสียจากด้านล่างสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ โดยไม่ต้องมีสารตัวกลางหรือวัสดุอื่นใดมาช่วยในการพยุงมวลจุลินทรีย์ และลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบีจะเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยมหรือทรงกระบอกก็ได้ โดยจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ดังรูปที่ 2.5 คือ

1. ส่วนที่เป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสีย (Feed inlet system) ซึ่งอยู่ทางด้านล่างของถัง
2. ส่วนที่แยกน้ำ, ก๊าซ และตะกอนแขวนลอย ซึ่งอยู่ส่วนบนของถังหมัก โดยมีอุปกรณ์แยกก๊าซ, น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ออกจากกัน ประกอบด้วยแผ่นเอียงทำมุม 45 - 60 องศา นอกจากนี้ยังช่วยในการป้องกันมิให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ฟุ้งกระจายโดยก๊าซชีวภาพหลุดออกไปจากถังหมัก ในการทำงานของระบบยูเอเอสบีจะมีการเติมเชื้อแบคทีเรียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์

จากนั้นทำให้เกิดสภาวะที่เหมาะสม เพื่อให้เกิดชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความหนาแน่น และรวมเป็นเม็ดหรือเกล็ด ทำให้มีความเร็วในการจมตัวลงสูงถึงปฏิกรณ์สูง (high settling velocity) รวมเป็นชั้นของ sludge bed ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำ และมีความเร็วในการจมตัวต่ำกว่าจะลอยอยู่เป็นชั้นของตะกอนแขวนลอย (sludge blanket)



รูปที่ 2.5 แสดงลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบี (Souza, 1986)

เมื่อน้ำเสียถูกป้อนเข้าสู่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์ จุลินทรีย์ก็จะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ทำให้เกิดเซลล์และก๊าซขึ้น โดยก๊าซที่เกิดขึ้น (ส่วนใหญ่เป็นก๊าซมีเทน) และความเร็วของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบ จะทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ลอยสู่ด้านบน ทำให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียกับตะกอนแขวนลอย ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ เมื่อน้ำเสียเคลื่อนที่จนถึงส่วนบนของถังซึ่งมีอุปกรณ์แยกก๊าซ, น้ำเสีย และตะกอนแขวนลอย ทำให้ก๊าซที่เกิดขึ้นถูกแยกไปเก็บยังส่วนบน และไหลไปตามท่อสู่ที่เก็บก๊าซ ตะกอนจุลินทรีย์จะตกลงสู่ถังปฏิกรณ์ ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกจากด้านบนของถัง ตารางที่ 2.2 แสดงวัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกก๊าซ, น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-solid separator device, GSS)

ตารางที่ 2.2 วัตถุประสงค์ในการติดตั้ง GSS device สำหรับระบบยูเอเอสบี
(Lettinga และ Hulshoff Pol, 1991)

1. เพื่อแยก และนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกรณ์
 2. เพื่อป้องกันการหลุดออก (wash out) ของจุลินทรีย์ ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพของระบบดีขึ้น
 3. เพื่อให้สลัดจ์ตกตะกอนกลับไปที่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์
 4. เพื่อป้องกันไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอย (sludge blanket) ขยายตัวและฟุ้งกระจายอย่างรวดเร็วเข้าไปในส่วนตกตะกอน
 5. เพื่อเป็นการทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพที่ดี
-

จะเห็นได้ว่า ปัจจัยสำคัญของระบบยูเอเอสบี คือ การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เกาะเป็นเกล็ดหรือเม็ด ซึ่งมีความหนาแน่น และน้ำหนักมาก เพื่อที่จะตกตะกอนได้ดีเป็นสิ่งสำคัญของระบบนี้ เพราะถ้าไม่มีการรวมเป็นเม็ด จะทำให้เกิดการหลุดออก (wash out) ของตะกอนจุลินทรีย์ได้ เป็นผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรืออาจล้มเหลวได้

2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี

1. อุณหภูมิ (Temperature)

ระบบยูเอเอสบีสามารถทำงานในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50 - 65°C
- ช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) จะมีอุณหภูมิประมาณ 20 - 45°C

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) แต่นิยมให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) ในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากพบว่าพวกเทอร์โมฟิลิกจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้น การรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอจึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีความร้อนที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด

2. พีเอช

แบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Methanogens) มีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยขั้นตอน methanogenesis จะเกิดขึ้นได้ที่พีเอช 6.5 - 8.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดที่สร้างกรด (Acidogens) ยังสามารถทำงานได้ที่พีเอช 6.0 - 6.5

นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปอ็อกซิเจนของสารต่างๆ เช่น volatile fatty acid, NH_3 และ H_2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน

3. สารอาหาร (Substrate)

สารอาหารในน้ำเสียเกี่ยวพันโดยตรงกับชนิดของกลุ่มแบคทีเรียในระบบ และประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า สารอาหารที่ต่างชนิดกันมีอัตราการย่อยสลายที่ช้าเร็วแตกต่างกัน โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าโปรตีน และไขมัน ในขณะที่ไขมันมักจะย่อยสลายได้ช้าในถังย่อยไร้ออกซิเจน แม้ไขมันที่อยู่ในรูปสารละลายจะสามารถย่อยสลายได้เร็ว แต่ไขมันมักอยู่ในรูปที่ไม่ละลาย และย่อยสลายได้ช้า

4. สารอาหารเสริม (Nutrient)

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนมีข้อดีอย่างหนึ่ง คือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่ำกว่า McCarty (1964) กล่าวว่า จุลินทรีย์ต้องการปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน BOD : N : P = 100 : 1.1 : 0.2 หรือ BOD : N : P = 350 : 5 : 1 นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง COD ต่อ N ยังมีผลต่อลักษณะเม็ดอีกด้วย โดยทำให้เม็ดมีลักษณะเป็นปุยเมื่ออัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100 : 10 (Thaveesri, 1994)

ในปัจจุบันพบว่า แบคทีเรียผลิตมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (trace element) มิฉะนั้นระบบไม่อาจดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้ เช่น เหล็ก, โคบอลท์, นิกเกิล และซิลเฟอร์ (ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ เช่น เหล็กรวมกับซัลไฟด์เป็นผลึกที่ไม่ละลายน้ำ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยเติม Yeast Extract หรือ Milorganite ให้แก่ระบบโดยตรง

5. ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย

ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนที่ทำงานได้ดี ควรจะมีความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยในรูปของกรดอะซิติกประมาณ 200 - 400 มก./ล. อัตราการเพิ่มของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณของกรด โดยที่ระบบยังสามารถทำงานได้ดีที่ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยสูงกว่า 1,000 มก./ล. แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยมีการเพิ่มอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลกับระบบ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการชะลุดำเนินการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนหรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น นอกจากนี้ชนิดของกรดไขมันระเหยก็ถือว่ามีค่าสำคัญ เช่น กรดไพโรฟิโอนิก สูงกว่า 1,000 มก./ล. จะทำให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดนี้และระดับพีเอชที่ต่ำลง

6. ระดับสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพด่างบอกรับถึงกำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ปริมาณกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้พีเอชลดลงได้อย่างรวดเร็วและมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผลิตมีเทน ระดับสภาพด่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภท และความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงก็มีโอกาสที่จะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้น

โดยทั่วไประบบบำบัดแบบไร้อากาศควรมีสภาพต่างประมาณ 1,500 - 2,000 มก./ล. และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยที่สำคัญ คือ อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยในรูปกรดอะซิติกต่อระดับของสภาพต่างไปคาร์บอนเนต (มก./ล.as CaCO_3) ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์สูงเมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่า พีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

7. ไออาร์พี (ORP)

ไออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox) โดยแสดงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไปจะวัดค่าไออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรทและวัดค่าไออาร์พีมีค่าลบในน้ำเสียที่ไร้ออกซิเจน ไออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าวัดค่าไออาร์พีมีค่าบวกมากๆ แสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี สำหรับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อยหรือมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดีและมีค่าไออาร์พีที่เหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลท์

8. สารพิษ (Toxic)

น้ำเสียที่จะบำบัดด้วยกรรมวิธีทางชีววิทยาไม่ควรมีสารที่เป็นพิษอยู่ เพราะจะไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโต โดยเฉพาะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนทำให้ระบบเกิดความล้มเหลวได้ ความรุนแรงของพิษย่อมขึ้นกับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้นๆ ด้วย สารที่เป็นพิษต่อระบบได้แก่

- พิษของอิออนบวก และโลหะหนัก

อิออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ซึ่งธาตุเหล่านี้โดยปกติในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปจนเกิดความจำเป็นจะเกิดเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ปกติอิออนบวกที่มีวาเลนซ์สูง จะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ ดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ความเข้มข้นที่กระตุ้นและยับยั้งไอออนบวก (McCarty, 1964)

ชนิดไอออนบวก	ความเข้มข้น (มก./ล.)		
	กระตุ้น	ยับยั้งปานกลาง	ยับยั้งมาก
Na ⁺	100 - 200	3,500 - 5,500	8,000
K ⁺	200 - 400	2,500 - 4,500	12,000
Ca ²⁺	100 - 200	2,500 - 4,500	8,000
Mg ²⁺	75 - 150	1,000 - 1,500	3,000

พิษของไอออนสามารถลดความเป็นพิษลงได้ (antagonism) เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na⁺ มีความเข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้ามี Mg²⁺ และ Ca²⁺ ที่มีความเข้มข้นเหมาะสมอยู่ระหว่าง 50 - 1,000 มก./ล. แต่ในทางตรงกันข้าม ไอออนบางชนิดจะไปเพิ่มความความเป็นพิษให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน (synergism)

การยับยั้งจากโลหะหนัก (heavy metal) มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน Mosey and Hughes (1975) ได้ทำการศึกษาพบว่า Cu²⁺ มีผลต่อระบบมากที่สุด ดังแสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 แสดงความเข้มข้นของโลหะหนักที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ในการยับยั้งประสิทธิภาพ 50 % (Mosey and Hughes, 1975)

โลหะหนัก	ความเข้มข้น
Fe ²⁺	1-10
Zn ²⁺	10 ⁻⁴
Cd ²⁺	10 ⁻⁷
Cu ⁺	10 ⁻¹²
Cu ²⁺	10 ⁻¹⁶

ความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์พอเหมาะ เพราะซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเป็นเกลือของโลหะหนักซึ่งไม่ละลายน้ำ แต่อย่างไรก็ดี โลหะหนักบางประเภทยังมีความจำเป็นสำหรับแบคทีเรีย แม้จะในปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม

- พืชของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นมามากเกินไป เช่น ในสภาพที่มีสารอินทรีย์ หรืออาหารเข้ามามาก แบคทีเรียที่ผลิตกรดจะผลิตกรดไขมันระเหยออกมามาก หากว่าระบบมีกำลังของบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอ จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงส่งผลต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทนได้

- พืชของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในน้ำเสียของระบบไร้ออกซิเจนมาจากการย่อยสลายพวกโปรตีน โดยไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนีย (NH_3) ดังสมการ



โดยปริมาณของแอมโมเนียมไอออนนี้ขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ ที่พีเอชประมาณ 7 ความเข้มข้นของแอมโมเนียจะมีประมาณ 1 % ของแอมโมเนียทั้งหมด โดยจะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออน 99 % แต่ถ้าพีเอชมีค่าสูงขึ้น ปฏิกริยาจะไปทางขวามือมากขึ้น ทำให้เกิดแอมโมเนียมาก ซึ่งแอมโมเนียจะเป็นพืชต่อแบคทีเรียมากกว่าแอมโมเนียมไอออน โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เป็นพืชต่อแบคทีเรียคือมากกว่า 150 มก./ล. ในขณะที่แบคทีเรียสามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออนได้สูงถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้นการรักษาค่าพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งเป็นพืชต่อระบบน้อยกว่า ตารางที่ 2.5 แสดงผลของความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนซึ่งรวมทั้งแอมโมเนียและแอมโมเนียมไอออนต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

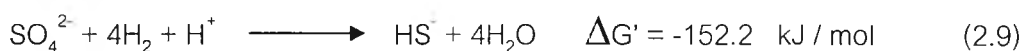
ตารางที่ 2.5 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

(McCarty, 1964)

แอมโมเนียไนโตรเจน (มก./ล.)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 - 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

- ซัลเฟต

การที่น้ำเสียมีปริมาณของซัลเฟตมาก จะทำให้มีแบคทีเรียที่สามารถรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ได้โดยกลุ่มของ Sulfate - Reducing Bacteria (SRB) เช่น Desulfovibrio, Desulfotomaculum จะสามารถใช้ซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้ โดยซัลเฟตจะถูกเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ได้ดังสมการ



โดยแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะแย่งอาหารกันกับพวกผลิตมีเทน (Methanogenic bacteria) โดยสามารถใช้อะซิเตท และไฮโดรเจนเป็นสารอาหาร และจากค่า $\Delta G'$ แสดงให้เห็นว่าสามารถชนะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนได้ ทำให้ผลผลิตที่เป็นก๊าซมีเทนลดน้อยลง

นอกจากนี้การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์อาจเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ถ้ามีปริมาณมากเกินไป Cappenbeg (1975) พบว่าแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Methanobacterium spp.) จะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์ ถ้ามี H_2S เท่ากับ 0.1 nM

อย่างไรก็ตาม ถ้าพิจารณาในแง่การใช้ไฮโดรเจนเป็นสารอาหารของแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะทำงานสัมพันธ์กันกับแบคทีเรียที่ผลิตไฮโดรเจน โดยจะช่วยในการทำให้ hydrogen partial pressure มีค่าต่ำเสมอ ทำให้เป็นการลดการสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจนทางหนึ่ง ดังนั้น แบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตจึงมีบทบาทต่อการสร้างกรดไขมันระเหย และมีผลกระทบต่อ การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไพรูวิกอีกด้วย

- พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน สารพวกนี้ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว เช่น เมทานอล ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลินทรีย์คุ้นเคย และปรับตัวได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม

2.2.3 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Holshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมในการคงอยู่ หรือการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ ดังรูปที่ 2.6

จากการทดลองของ Holshoff Pol และคณะ (1983) ได้กล่าวถึงขั้นตอนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ 3 ขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 : (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน)

เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อได้ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัวเนื่องจากน้ำเสียที่ไหลผ่านชั้นตะกอน และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย (filamentous organisms) ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง

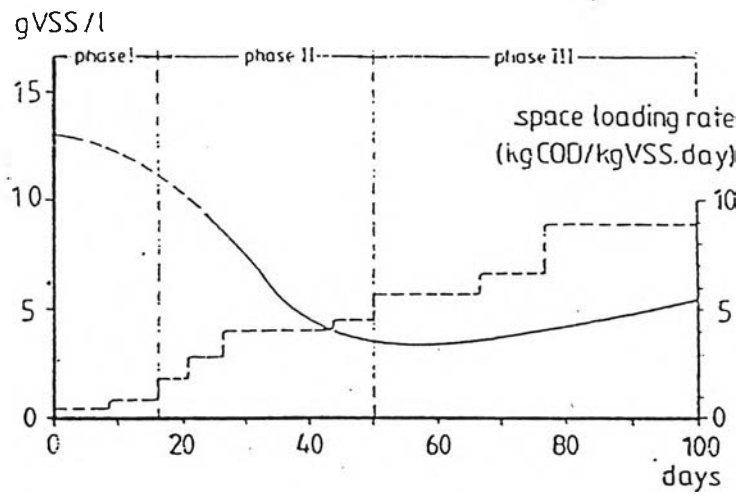
ขั้นตอนที่ 2 : (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 2 - 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน)

ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยสูงมาก เนื่องมาจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มภาระบรทุกสารอินทรีย์ทำให้มีปริมาณก๊าซมากขึ้น ส่วนตะกอน จุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบและรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม. ซึ่งถือได้ว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์ของระบบ

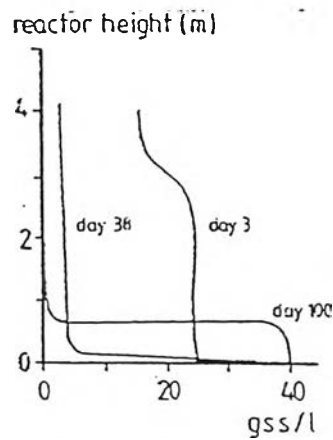
ขั้นตอนที่ 3 : (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3 - 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน)

ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีมากกว่าอัตราการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้นจนถึงค่าสูงสุดของระบบที่สามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน

ลักษณะของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในทั้ง 3 ขั้นตอน แสดงในรูปที่ 2.7 ซึ่งใช้เป็นกราฟความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ (g.SS/l) ตามความสูงของถังแสดงถึงขั้นตอนทั้งสามดังกล่าว



รูปที่ 2.6 แสดงการเพิ่มขึ้นของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ และภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังยูเอเอสบี (Holshoff Pol และคณะ, 1983)



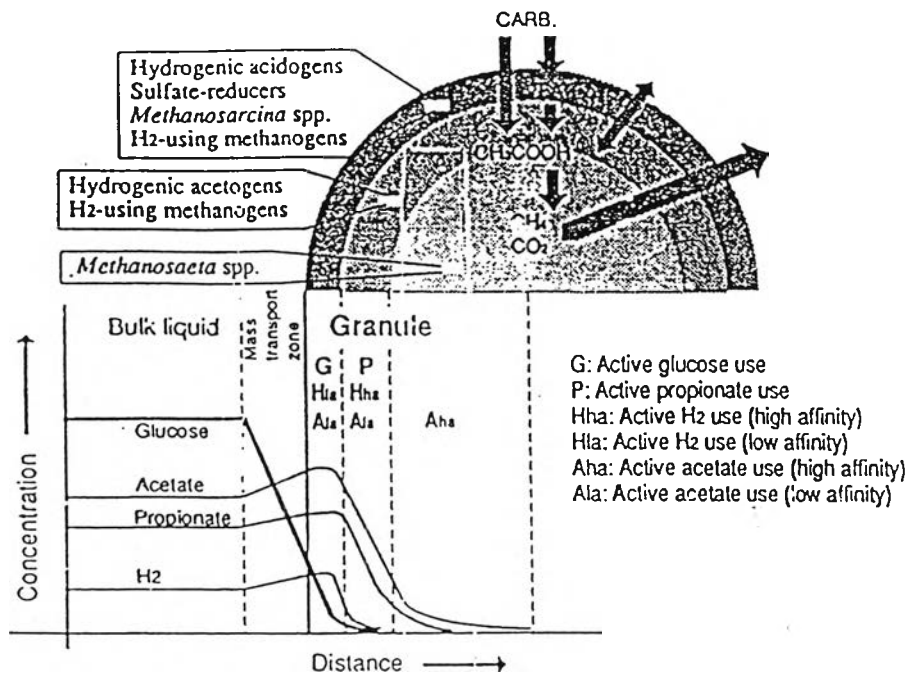
รูปที่ 2.7 แสดงปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังยูเอเอสบี (Holshoff Pol และคณะ, 1983)

2.2.4 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Guiot และ คณะ (1992) กล่าวว่าความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีข้อดีดังนี้ คือ

- มีความหนาแน่นสูง
- เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง (media) จึงไม่มีการสูญเสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์
- เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาตรที่สูงมาก

การศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopic) พบว่ามีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้น เช่น เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในการทดลองซึ่งใช้น้ำตาลซูโครส พบกลุ่มแบคทีเรียแบ่งเป็น 3 ชั้น ดังแสดงในรูปที่ 2.8 ดังนี้ คือ



รูปที่ 2.8 แสดงโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot, 1992)

ชั้นนอก ซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens Sulfate reducers Methanosarcina และ H_2 - utilizing methanogens

ชั้นกลาง ได้แก่ Hydrogenics acetogens และ H_2 - utilizing methanogens เช่น Methanosarcina Methanococcales และ Methanospirillum

ชั้นใน เป็นแบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

แบคทีเรียกลุ่ม H_2 - utilizing methanogens ในชั้นกลาง และชั้นนอกมีความแตกต่างกันคือ กลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกมีความชอบที่จะใช้ substrate ที่ต่ำกว่า (low affinity หรือมีค่า K_s สูง) กลุ่มแบคทีเรียชั้นกลาง และแบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ที่อยู่ชั้นในมี affinity ที่สูงกว่า (ค่า K_s ต่ำ) แบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ในชั้นกลาง การเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) เป็นโครงสร้างในลักษณะดังกล่าวส่งผลให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียแต่ละชนิด โดยเฉพาะในแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งเป็น Aceticlastic methanogens (ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta) เป็นส่วนสำคัญในการผลิตมีเทนโดยอาศัย substrate ได้แก่ อะซิเตท ซึ่งเป็นผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียกลุ่มชั้นนอกและชั้นกลาง โดยทั้งนี้ Methanosaeta เป็นแบคทีเรียที่มีค่า affinity สูงมากที่สุด (K_s ต่ำมากที่สุด) ในกลุ่มแบคทีเรีย Aceticlastic methanogens ซึ่งถือว่าเป็นผลดีต่อการทำปฏิกิริยาของ Methanosaeta ในสภาวะที่ข้อจำกัดของการแพร่กระจายอะซิเตทมายังแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้นขึ้นกับอัตราการย่อยสลาย substrate และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ที่ผิววนอกสุดของเม็ดจุลชีพพบว่ากลุ่ม acidogens จะมีปริมาณมาก ทั้งนี้เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (bulk liquid) แล้ว ยังเป็นผลมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาของ acidogenesis ที่มีค่าสูงกว่า acetogenesis และ methanogenesis อะซิเตทที่ถูกผลิตจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป ดังแสดงในรูปที่ 2.9

ในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีนหรือกรดอะมิโน เช่น กูลตาเมต ขั้นตอน acidogenesis จะเป็นขั้นกำหนดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลายและแพร่กระจายที่ช้าของกูลตาเมต ทำให้มีการแพร่กระจายของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และไม่เกิดโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย (Fang และคณะ, 1994)

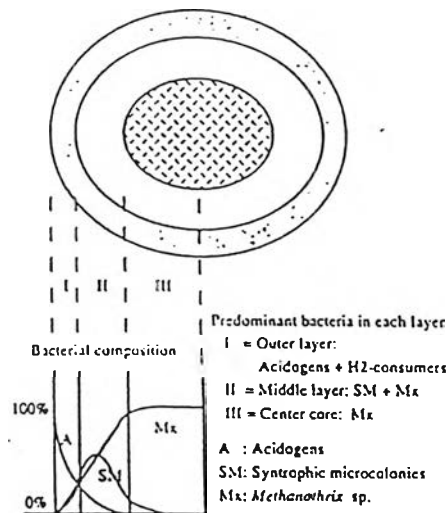


Fig. 2.9 Proposed layered structure and bacterial composition for the granules treating soluble carbohydrates.

รูปที่ 2.9 แสดงโครงสร้างและความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (Fang และคณะ, 1994)

ในการวิจัยที่ผ่านมาพบว่าลักษณะของน้ำเสียจะส่งผลต่อลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์คือ ลักษณะของน้ำเสียจำพวกที่ให้พลังงานสูง เช่น คาร์โบไฮเดรต และน้ำตาล จะก่อให้เกิดการเกิดเม็ดที่ดี (Lettinga และคณะ, 1980) ส่วนลักษณะของน้ำเสียที่มีสารอาหารจำพวกโปรตีนจะก่อให้เกิดเม็ดที่ไม่ดี และเป็นปุย (Thaveesri, 1994)

2.2.5 ความสำคัญของการหมุนเวียนน้ำกลับในระบบยูเอเอสบี

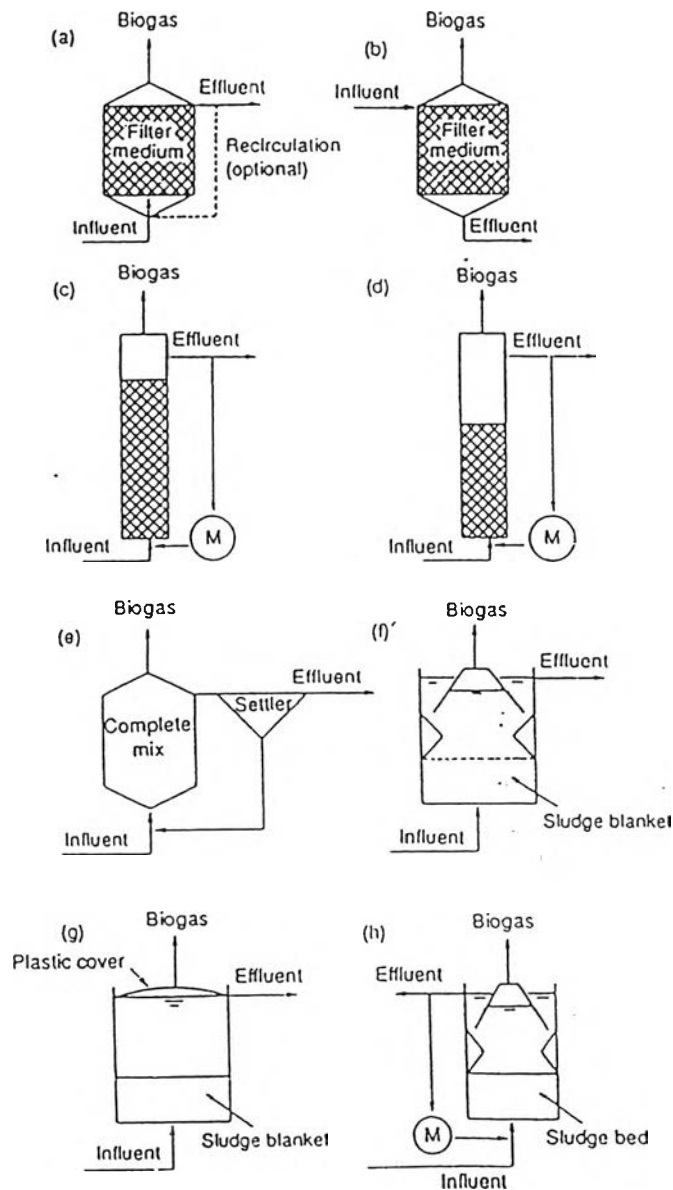
ระบบยูเอเอสบีใช้ตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตรวมกันเป็นเม็ด ในการบำบัดน้ำเสียการสัมผัสกันอย่างทั่วถึงระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และน้ำเสีย จึงเป็นสิ่งสำคัญอย่างยิ่งต่อประสิทธิภาพ และการทำงานของระบบ ในระบบยูเอเอสบีมีโอกาสที่จะเกิดการไหลลัดทางของน้ำเสียอันเนื่องมาจากสาเหตุต่างๆ เช่น การกระจายจุดน้ำเข้าไม่เพียงพอ ความเร็วน้ำเข้าระบบต่ำ หรือก๊าซที่เกิดขึ้นเป็นต้น การหมุนเวียนน้ำกลับในระบบยูเอเอสบีช่วยเพิ่มการสัมผัสกันระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และน้ำเสียให้เพียงพอ ซึ่งมีผลในการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ (Lettinga, 1983) อีกทั้งยังช่วยเจือจางน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง หรือน้ำเสียที่มีพิษก่อนเข้าระบบ ทำให้ระบบมีเสถียรภาพมากขึ้น

จากการศึกษาของ Lettinga และคณะ (1991) แนะนำให้ใช้น้ำเข้าที่มีค่าซีโอติ ในขณะที่เริ่มเดินระบบอยู่ระหว่าง 1000 - 5000 มก./ล. ส่วนน้ำเสียที่เข้มข้นสูงควรหมุนเวียนน้ำกลับเพื่อเจือจางน้ำเข้าระบบให้ค่าซีโอติต่ำกว่า 15000 มก./ล. เพื่อลดปริมาณสภาพต่างที่ต้องเติม และเพิ่มการสัมผัสระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และน้ำเสีย Fongsatitkul และคณะ (1995) ใช้การหมุนเวียนน้ำกลับเพื่อฟื้นระบบยูเอเอสบีที่ล้มเหลว เนื่องจากมีกรดสะสมอยู่ในระบบจำนวนมาก ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน

Kato และคณะ (1994) ศึกษาการหมุนเวียนน้ำกลับในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบยูเอเอสบี กล่าวว่า ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ (ความเข้มข้นน้อยกว่า 1000 มก./ล.) ด้วยระบบยูเอเอสบี ระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำ เนื่องจากน้ำเสียความเข้มข้นต่ำจะให้ก๊าซน้อย ทำให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์กับน้ำเสียไม่ดี ส่งผลให้อัตราการแพร่ของสารอาหารช้ากว่าอัตราการใช้สารอาหารในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้แบคทีเรียที่อยู่ชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เท่านั้นที่จะเจริญเติบโต ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงใหญ่ขึ้น แต่มีโพรงอยู่ภายใน ส่งผลให้การทำงานของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่ำลง และเกิดการลอยออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากแรงลอยตัวจากก๊าซที่สะสมในโพรงอากาศนั้น การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพสูง ต้องอาศัยการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์และการสัมผัสกันอย่างทั่วถึงระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์กับน้ำเสีย โดยเกิดการผสมกันอย่างเพียงพอ จะทำให้สารอาหารสามารถแพร่เข้าไปในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ ซึ่งจะทำให้ค่าคงที่การอิมมัตว (K_s) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีค่าต่ำลง โดยอาศัยการเพิ่มความเร็วของการไหลขึ้นในถังยูเอเอสบี และเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้สูง การเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในถังยูเอเอสบีทำได้โดยอาศัยการหมุนเวียนน้ำกลับทำให้ความเร็วไหลขึ้นในถังเป็น 5 - 6 ม./ชม. ขณะที่ความเร็วที่ใช้ปกติเท่ากับ 0.5 - 1.5 ม./ชม. ความเร็วไหลขึ้นในถังยูเอเอสบีที่เหมาะสมต้องทำให้เกิดการผสมอย่างเพียงพอ และไม่มากเกินไปจนทำความเสียหายให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์หรือพัดพาให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลอยออกจากระบบ มีการรายงานถึงผลของความเร็วไหลขึ้นในถังยูเอเอสบีที่มีต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียเข้มข้นต่ำที่ 8 °C พบว่า มีประสิทธิภาพ 75 % ที่ความเร็วไหลขึ้นในถังยูเอเอสบีสูงกว่า 5 ม./ชม. ขณะที่ความเร็วไหลขึ้นในถังยูเอเอสบี 0.5 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพเพียง 50 - 60 %

2.3 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)

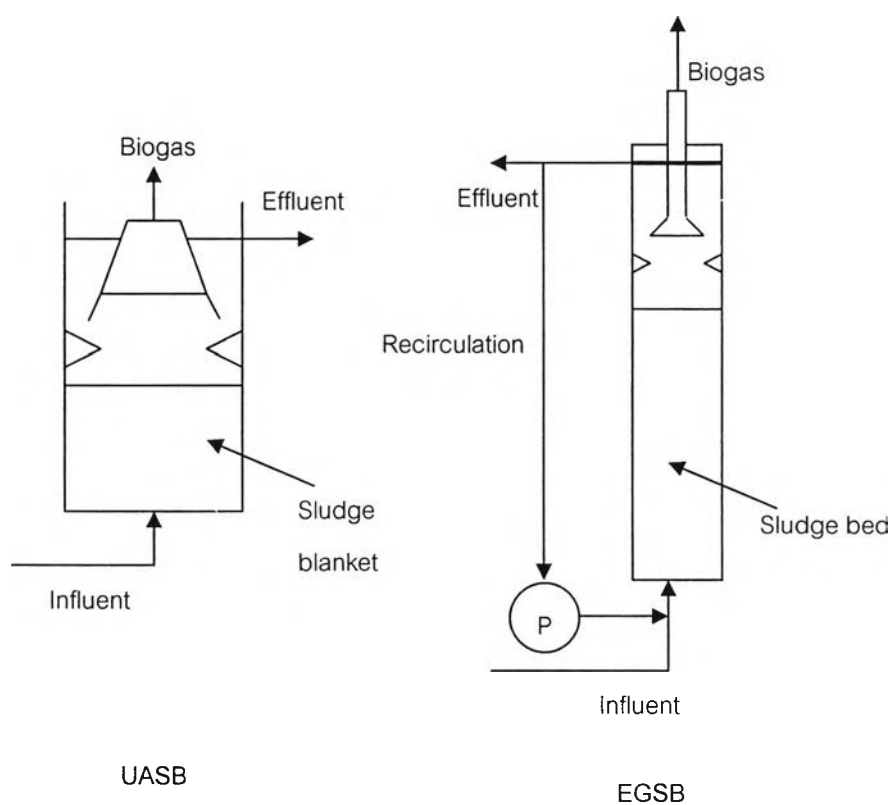
กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศได้มีการศึกษา และพัฒนาเพื่อที่จะสามารถรับภาระบรทุกสูง (high rate) ได้ ซึ่งรูปที่ 2.10 แสดงระบบแบบไร้อากาศประเภทต่างๆ รวมทั้งระบบที่ได้พัฒนาขึ้นมาใหม่



Different configurations of high rate or modern anaerobic waste water treatment systems. (a) Upflow anaerobic filter; (b) downflow anaerobic filter; (c) fluid bed; (d) expanded bed; (e) contact process; (f) upflow anaerobic sludge blanket (UASB) digester; (g) anaerobic fluid bed reactor (RALF); and (h) expanded granular sludge blanket (EGSB) digester

รูปที่ 2.10 ระบบแบบไร้อากาศที่รับภาระบรทุกสูงประเภทต่างๆ รวมทั้งระบบที่ได้พัฒนาขึ้นมาใหม่ (Van Haandel และ Lettinga, 1994)

ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB) ได้ถูกพัฒนาขึ้นมาจากระบบยูเอเอสบี เพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสกันของน้ำเสีย (substrate) และจุลินทรีย์ ด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์และการกวนผสมที่ทั่วถึง โดยระบบนี้มีปัจจัยที่สำคัญ คือ ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์สูงกว่าในระบบยูเอเอสบีทั่วไป ทั้งนี้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์สามารถเพิ่มได้โดยการติดตั้งระบบเวียนกลับน้ำทิ้ง (recirculation) ถึงปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีมีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างค่อนข้างมาก ระบบการเวียนกลับส่งผลให้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีค่าสูงถึง 5 - 6 ม./ชม. ในขณะที่ระบบยูเอเอสบีโดยทั่วไปมีค่าความเร็วไหลขึ้นอยู่ในช่วง 0.5 - 1.5 ม./ชม. หรือต่ำกว่า (Kato และคณะ, 1994)



รูปที่ 2.11 แผนผังส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบีและอีจีเอสบี
โดย P คือเครื่องสูบลวนเวียนกลับ (Seghezzeo, 1998)

ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบชั้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (granules) คล้ายกับระบบยูเอเอสบี แต่แตกต่างกันที่ระบบนี้มีการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ทั้งชั้นหรือขยายตัวบางส่วน และความคงตัวของระบบขึ้นอยู่กับความสามารถในการตกตะกอนและความแข็งแรงของโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ในขณะที่ความเร็วไหลขึ้นเป็นปัจจัยที่ควบคุมเพื่อให้มีการผสมที่ดีระหว่างน้ำเสียกับจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตามปัจจัยนี้อาจส่งผล

ต่อการล้างออก (wash out) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วย ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมให้เกิดความสมดุลระหว่างการกวนผสมที่เพียงพอและการรักษาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ

คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี (Seghezzo และคณะ, 1998)

1. ค่าความเร็วไหลขึ้นสูงอยู่ในช่วงประมาณ 4 - 10 ม./ชม. และภาวะบรรทุกสารอินทรีย์สูงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบยูเอเอสบีโดยสูงถึง 40 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน
2. ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์มีการขยายตัว
3. มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่เจือจางหรือมีความเข้มข้นต่ำ
4. ตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะเป็นเม็ด (granules) อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูง และมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี
5. ลักษณะการกวนผสมต่างจากระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ เนื่องจากค่าความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์สูง และปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตเพิ่มขึ้น ส่งผลให้เกิดการสัมผัสที่ดีระหว่างน้ำเสียและชั้นตะกอนจุลินทรีย์
6. ความดันของตะกอนจุลินทรีย์บริเวณชั้นล่างมีค่าสูงในกรณีที่ถังปฏิกรณ์สูงมาก แต่ยังไม่มีการศึกษาถึงผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบและการเจริญเติบโตของจุลชีพ
7. ตะกอนจุลินทรีย์ชนิดฟล็อก (flocculent sludge) จะถูกล้างออกจากระบบ
8. ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารแขวนลอยหรือคอลลอยด์ค่อนข้างต่ำ

ถังปฏิกรณ์ในระบบอีจีเอสบีมีคุณสมบัติในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดส์โดยไม่ต้องใช้ตัวกลางของแข็ง (media) ระบบอีจีเอสบีมีคุณสมบัติในการถ่ายเทมวลสาร (mass tranfer) ที่ดีกว่าระบบยูเอเอสบี (Kato, 1994) และเหมาะที่จะใช้ในกรณีที่มีอัตราการเกิดก๊าซที่ต่ำและการผสมที่ไม่เพียงพอ เช่น ในกรณีของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือในสภาวะที่อุณหภูมิต่ำ (Psychrophiles)

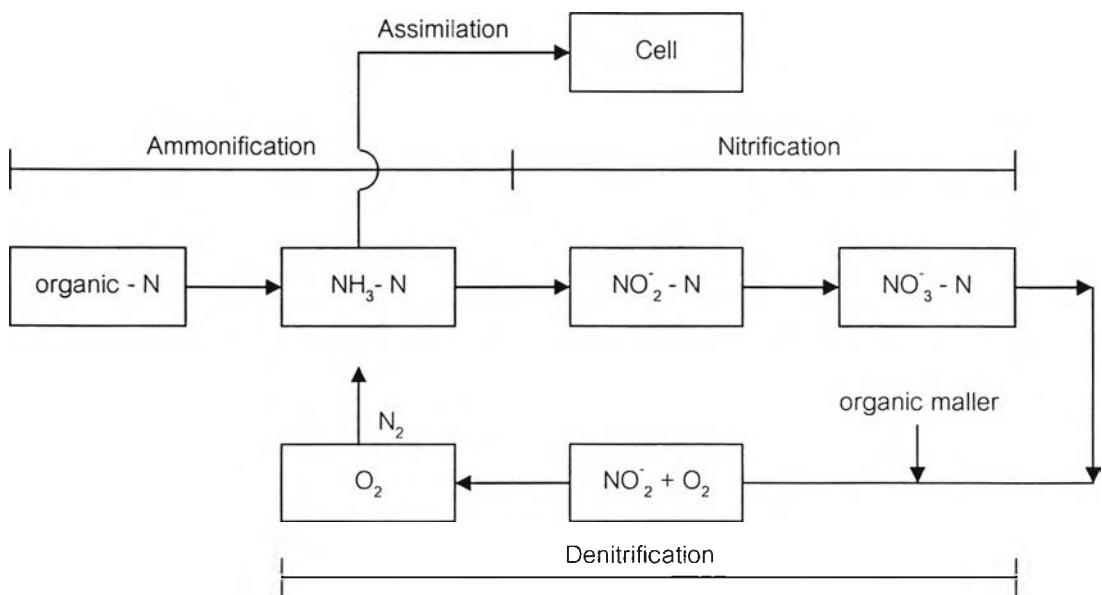
ระบบอีจีเอสบีสามารถที่จะใช้ในการบำบัดสารอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษที่ความเข้มข้นสูงๆ เช่น พอร์มัลดีไฮด์ สามารถบำบัดน้ำเสียประเภท long chain fatty acid ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน โดยมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีไอดี 85 - 95 % (Rinzema และคณะ, 1993) และเหมาะสมที่จะใช้บำบัดที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์สูงๆ ด้วย (Seghezzo และคณะ, 1998) นอกจากนี้การดำเนินระบบอีจีเอสบีสามารถป้องกันการยกตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งมักจะเกิดขึ้นกับการทดลองระบบยูเอเอสบีในห้องปฏิบัติการที่มีอัตราการเกิดก๊าซสูง (Kato และคณะ, 1994)

2.4 การกำจัดไนโตรเจน

ไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมีอยู่ 4 ชนิด คือ แอมโมเนีย (NH_3), สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen), ไนไตรท์ (Nitrite) และ ไนเตรท (Nitrate)

ปกติแล้วไนโตรเจนเป็นสารอาหาร (Nutrient) ที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต แต่ในน้ำเสียที่ถูกปล่อยออกมาปริมาณไนโตรเจนมีมากจนเกิดผลกระทบ ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป น้ำทิ้งจากการบำบัดยังมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 15 - 35 มก./ล. แต่ในการบำบัดด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน - ดีไนตริฟิเคชัน สามารถทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 2 - 10 มก./ล. ได้

ในการบำบัดน้ำเสีย ไนโตรเจนที่เข้ามาในรูปของสารอินทรีย์หรือแอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นรูปอื่น ภายในสภาวะที่เหมาะสมการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นจากแอมโมเนีย ไนโตรเจนจะถูกนำไปสร้างเป็นเซลล์ใหม่ และจะถูกออกซิไดซ์ 2 ขั้นตอนให้อยู่ในรูปของไนเตรท ซึ่งเป็นขั้นตอนของกระบวนการไนตริฟิเคชัน และในที่สุดแล้วไนเตรทจะถูกแปลงรูปอีกครั้งให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนผ่านกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เข้าสู่บรรยากาศต่อไป ดังรูปที่ 2.12 โดยจะเหลือสารอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถทำการย่อยสลายได้ประมาณ 1 มก./ล. ในน้ำทิ้ง



รูปที่ 2.12 กระบวนการเปลี่ยนแปลงรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ (Sedlak, 1991)

การกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพ เป็นการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ในโตรเจนให้อยู่ในรูปสารประกอบไนโตรเจนโดยผ่านขั้นตอนต่างๆ ดังนี้

1. Ammonification เป็นกระบวนการที่สารอินทรีย์ในโตรเจน (ในรูปของโปรตีน : ยูเรีย) โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ต่างๆ ที่มีอยู่ทั่วไปในระบบรวบรวมน้ำเสีย ระบบบำบัดน้ำเสีย และแหล่งรับน้ำทั่วไปทำการย่อยสลายและทำปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสให้กลายเป็นแอมโมเนียในโตรเจน

2. Assimilation เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์นำแอมโมเนียในโตรเจนมาใช้เป็นองค์ประกอบในรูปของสารอาหารในการย่อยสลายสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์

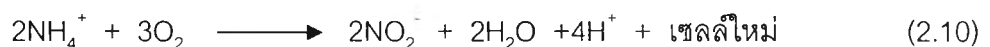
3. Nitrification (ไนตริฟิเคชัน) เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนเตรทกับรูปไนโตรที่ที่ไม่เสถียร โดยมีจุลินทรีย์พวกออกโตโทรบชนิด Nitrosomonas และ Nitrobacter เป็นตัวย่อยสลาย

4. Denitrification (ดีไนตริฟิเคชัน) เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการออกซิไดซ์ไนเตรทในโตรเจนให้เป็นรูปก๊าซไนโตรเจน (N_2) ไนตรัสออกไซด์ (NO_2) และไนตริกออกไซด์ (NO) โดยมีจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรบและออกโตโทรบใช้ในเตรทแทนออกซิเจนในการรับอิเล็กตรอน

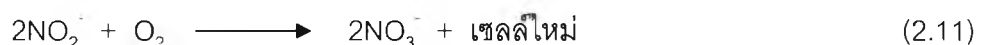
2.4.1 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เปลี่ยนเป็นไนเตรทและไนเตรทตามลำดับ โดยจะเป็นจุลินทรีย์ชนิดออกโตโทรบที่มีอยู่ 2 ชนิด คือ ชนิดไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas) และไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ซึ่งแต่ละชนิดจะทำหน้าที่ต่างกัน ดังสมการนี้

1) ปฏิกิริยาจากไนโตรโซโมนาสจะออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนเตรท



2) ปฏิกิริยาจากไนโตรโซแบคเตอร์จะออกซิไดซ์ไนเตรทให้เป็นไนเตรท



เนื่องจากการเกิดไนโตรที่ได้อ่อนข้างยาก ทำให้สามารถสรุปว่าอัตราการเกิดไนเตรทจะเป็นตัวควบคุมปฏิกิริยาโดยรวม และเมื่อรวมถึงการใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ด้วยแล้ว จะได้สมการโดยรวมของกระบวนการไนตริฟิเคชัน คือ



จากสมการ ในการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก./ล. จะใช้ออกซิเจน 4.33 มก./ล. ใช้สภาพต่าง 7.14 มก./ล. และเกิดเซลล์ใหม่ 0.15 มก./ล.

2.4.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) อุณหภูมิ

กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดในช่วงอุณหภูมิ 4 - 45 °C โดยที่อุณหภูมิ 35 °C เหมาะต่อจุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาส และที่อุณหภูมิ 35 - 42 °C เหมาะกับจุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ (US EPA, 1994)

2) ค่าออกซิเจนละลาย (DO)

ค่าออกซิเจนละลายมีความสำคัญต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันเนื่องจากเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจากแอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อเปลี่ยนไปเป็นไนโตรทและไนเตรทตามลำดับ โดยทั่วไปมักให้มีค่าระหว่าง 0.5 - 2.5 มก./ล. และมากขึ้นตามอุณหภูมิที่สูงขึ้น จึงจะไม่มีผลกระทบต่อกระบวนการ จากการศึกษาพบว่าไนโตรโซโมนาส และไนโตรแบคเตอร์ต้องการค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า 1 และ 2 มก./ล. ตามลำดับ

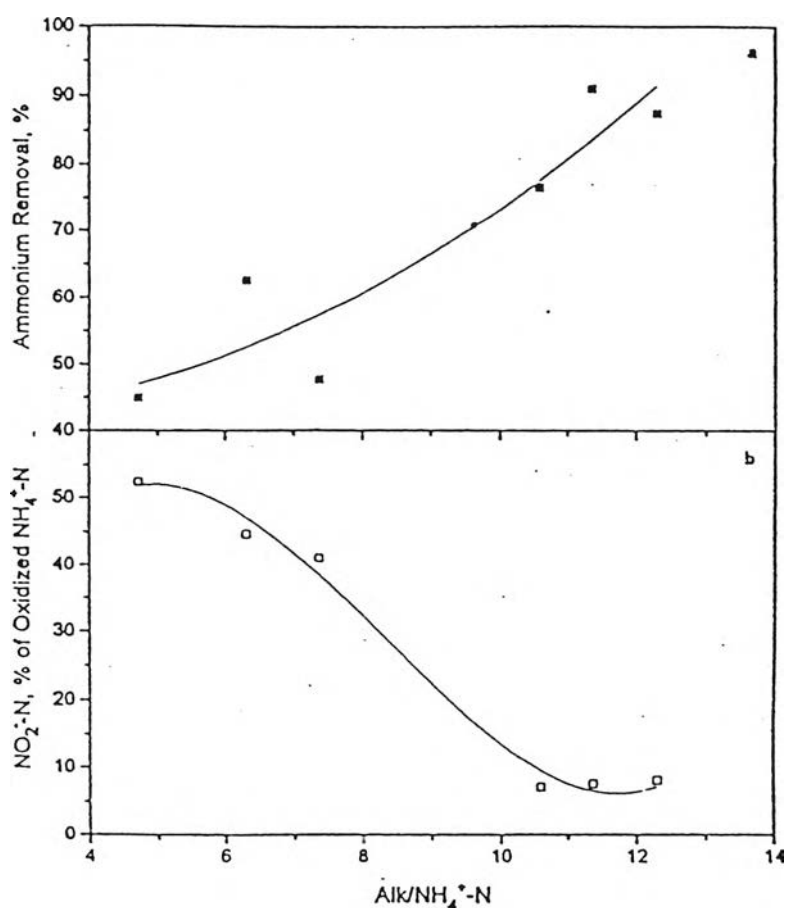
โดยทั่วไปแล้วมักใช้ค่าออกซิเจนละลายต่ำสุดที่ 2 มก./ล. เพื่อป้องกันภาวะสูงสุดของแอมโมเนียแพร่ผ่าน

3) พีเอช (pH)

ค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5 - 8.0 ขึ้นอยู่กับสภาพต่าง และค่าคาร์บอนไดออกไซด์ในระบบ แต่ถ้าอยู่ในสภาวะกรดอัตราการออกซิเดชันแอมโมเนียจะลดลง

4) ค่าสภาพด่าง (Alkalinity)

จากทฤษฎีที่ค่าสภาพด่างถูกใช้ไป 7.14 ก. ต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 ก. พบว่าในทางปฏิบัติจะมีค่าเท่ากันหรือน้อยกว่า การลดค่าอัตราส่วนสภาพด่างต่อค่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมาก ดังแสดงในรูปที่ 2.13 และจากการศึกษาของ Hao และ Chen (1994) พบว่าค่าสภาพด่างที่เหลือน้อยที่สุด ที่จะเกิดกระบวนการนี้ คือ 30 มก./ล. ในกรณีที่ค่าสภาพด่างเหลืออยู่ประมาณ 50 มก./ล. จุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาสเติบโตดีกว่าไนโตรแบคเตอร์ ดังนั้นมักจะพบว่าในไนโตรที่สูง ในขณะที่การกำจัดแอมโมเนียต่ำที่ค่าสภาพด่างจำกัดอยู่



Effect of Influent Alkalinity on System Performance at 60 L / d

(a) Ammonium Removal ; and (b) Nitrite Level

รูปที่ 2.13 ผลกระทบของค่าสภาพด่างต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

(Hao และ Chen, 1994)

5) อัตราส่วนระหว่างค่า BOD กับค่า TKN

ปกติในระบบไนตริฟิเคชันที่มีสารอินทรีย์เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของพวกเฮเทอโรโทรบ ซึ่งมีอัตราการสร้างเซลล์เร็วกว่าพวกไนตริไฟอิง (Nitrifying Bacteria) ทำให้เวลาออกแบบจะต้องคำนึงถึงพวกไนตริไฟอิง โดยมีค่าเวลาเก็บกักของแข็ง (Solid Retention Time) ให้เพียงพอเพื่อไม่ให้เกิดการชะล้างจุลินทรีย์ออกจากระบบของพวกไนตริไฟอิง

6) สารยับยั้งและสารพิษ

พวกไนตริไฟอิงมีความอ่อนไหวต่อสารเคมีที่เป็นพิษที่มาในน้ำเสีย ซึ่งทำให้เกิดการขัดขวางกระบวนการไนตริฟิเคชัน หรือมากพอที่จะทำให้จุลินทรีย์ชนิดนี้ตาย และกระบวนการต้องหยุดลงจนกว่าความเป็นพิษจะหมด แล้วสร้างเซลล์ขึ้นมาใหม่

จากการศึกษาพบว่าสารยับยั้งเนื่องจากพวกไม่มีประจุของไนโตรเจน คือ แอมโมเนีย (NH_3) แอมโมเนียอิสระ (FA) กรดไนตริก (HNO_2) และกรดไนตริกอิสระ (FNA) โดย FA ยับยั้งไนโตรซิโมนาส ที่ความเข้มข้น 10 - 150 มก./ล. และไนโตรแบคเตอร์ที่ 0.1 - 1.0 มก./ล. FNA เริ่มยับยั้งไนตริไฟอิงทั้งสองชนิดที่ 0.2 - 2.8 มก./ล.

2.4.3 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน ผลิตภัณฑ์ที่ได้ยังมีสารประกอบไนโตรเจน คือ ไนเตรทที่มีปริมาณน้อย และไนเตรทซึ่งต้องทำการกำจัดต่อ วิธีในการลดไนเตรทในระบบชีวภาพมีอยู่ 2 รูปแบบ คือ

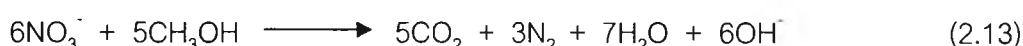
1) กระบวนการ Assimilation เป็นกระบวนการเปลี่ยนไนเตรทไปเป็นแอมโมเนียเพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งจะเกิดขึ้นในสภาพที่ไม่มีออกซิเจนและไม่มีแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ในระบบ

2) กระบวนการ Dissimilation หรือ Denitrification เป็นการเปลี่ยนไนเตรทให้อยู่ในรูปไนเตรท, ไนตริกออกไซด์, ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนตามลำดับ โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทรบสามารถลดไนเตรทโดยใช้เป็นผู้รับอิเล็กตรอน แม้ว่าจุลินทรีย์ชนิดออโตโทรบบางชนิดก็สามารถทำได้ ชนิดจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรบหลักๆ ได้แก่ Pseudomonas, Micrococcus, Achromobacter และ Bacillus

ในกระบวนการนี้จำเป็นต้องใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดปฏิกิริยา สามารถแบ่งเป็น 2 ชนิด คือ

1. ชนิดใช้สารอาหารไนเตรท (Substrate Nitrate Denitrification) เป็นการใช้อินทรีย์คาร์บอนในปฏิกิริยา สามารถแบ่งย่อยแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมลงไปได้อีก คือ

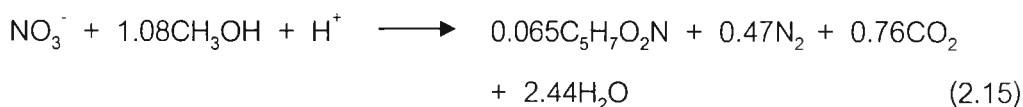
- จากเมทานอล (Methanol) โดยมีสมการเคมีของการใช้ในเตรท คือ



และไนเตรทบางส่วนประมาณร้อยละ 25 ถึง 30 จะถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ดังสมการที่ MaCarty (1994) ได้วิเคราะห์ไว้ คือ

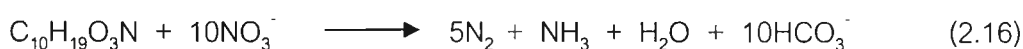


เมื่อรวมสมการ (2.13) และ (2.14) จะได้เป็นสมการรวมในการใช้ในเตรท คือ



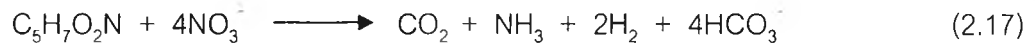
จากสมการ(2.15) ในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จะต้องใช้เมทานอล 2.47 มก./ล.

- จากแหล่งน้ำเสีย โดยใช้คาร์บอนอินทรีย์จากน้ำเสียคือ $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ ดังสมการ



จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จะใช้ค่าซีไอดี 4.4 มก./ล.

2. ชนิดใช้สารอาหารภายในเซลล์ (Endogenous Nitrate Denitrification) เป็นการใช้อินทรีย์คาร์บอนอินทรีย์จากการสลายตัวของเซลล์ โดยที่ไนเตรทเป็นผู้รับอิเล็กตรอน ดังสมการ

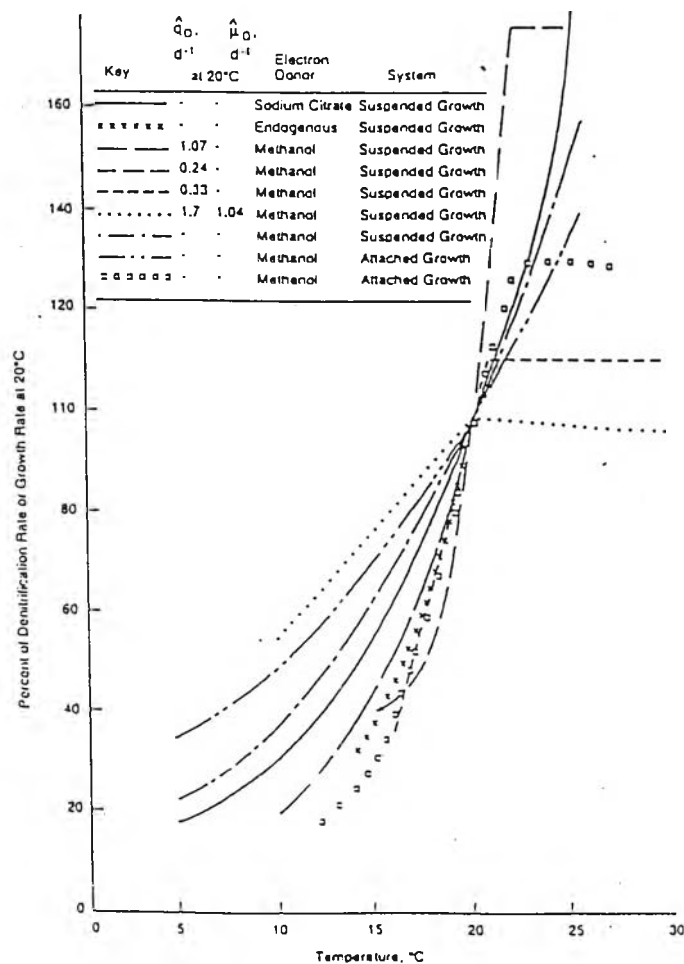


จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จุลินทรีย์จะถูกย่อยสลายไป 2.02 มก./ล. ซึ่งโดยทั่วไปแล้ว กระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้จะมีอัตราการเกิดต่ำที่สุด

2.4.4 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) อุณหภูมิ

ผลจากอุณหภูมิจากการรวบรวมจากหลายการศึกษาสามารถแสดงได้ในรูปที่ 2.14 โดยปกติมักใช้อัตราของปฏิกิริยาที่อุณหภูมิต่ำกว่า 20 °C ซึ่งจากรูปจะเห็นได้ว่าที่อุณหภูมิต่ำกว่า 20 °C มีผลกระทบมากกว่าที่อุณหภูมิสูงกว่า



รูปที่ 2.14 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราดีไนตริฟิเคชันกับอุณหภูมิ (Hao และ Chen, 1994)

2) ค่าออกซิเจนละลาย (DO)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ในการใช้ในเตรทนั้น จะต้องเกิดในสภาวะที่ขาดออกซิเจน (Anoxic) มิฉะนั้นแล้วจุลินทรีย์จะยังคงใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอาหารแทนที่จะใช้ในเตรท ดังนั้นจึงต้องควบคุมให้ระบบมีค่าออกซิเจนละลายให้น้อยที่สุด

โดยทั่วไปแล้วค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ถ้าค่าที่ออกซิเจนละลาย 0.2 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชัน จะเหลือร้อยละ 50 ของที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์ และที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับ 2.0 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชัน จะเหลือร้อยละ 10 ที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์

3) พีเอช (pH) และค่าสภาพด่าง (Alkalinity)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จะได้รับผลกระทบจากค่าพีเอชน้อยกว่าในกระบวนการไนตริฟิเคชัน และในขณะเดียวกันการเพิ่มสภาพด่างก็จะทำให้พีเอชสูงขึ้น ถ้าความเข้มข้นของไนเตรทที่ถูกกำจัดมีค่าสูง

Parker (1995) พบว่าการเกิดอัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดอยู่ในช่วงพีเอช 7 - 7.5

4) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรท

ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรทเป็นตัวกำหนดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 ก. จะใช้เมธานอล 2.47 ก. การกำจัดไนเตรท 1 มก./ล. ใช้ซีโอดี 4.4 มก./ล. และอัตราส่วนของ บีโอดี : ไนเตรท ที่เหมาะสมในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน คือ 4 : 1

5) สารยับยั้งปฏิกิริยา

จุลินทรีย์ดีไนตริไฟเออร์ได้รับผลกระทบจากสารยับยั้งปฏิกิริยาน้อยกว่าพวกไนตริไฟเออร์ ความสามารถในการปรับตัวต่อสารยับยั้งมีสูง

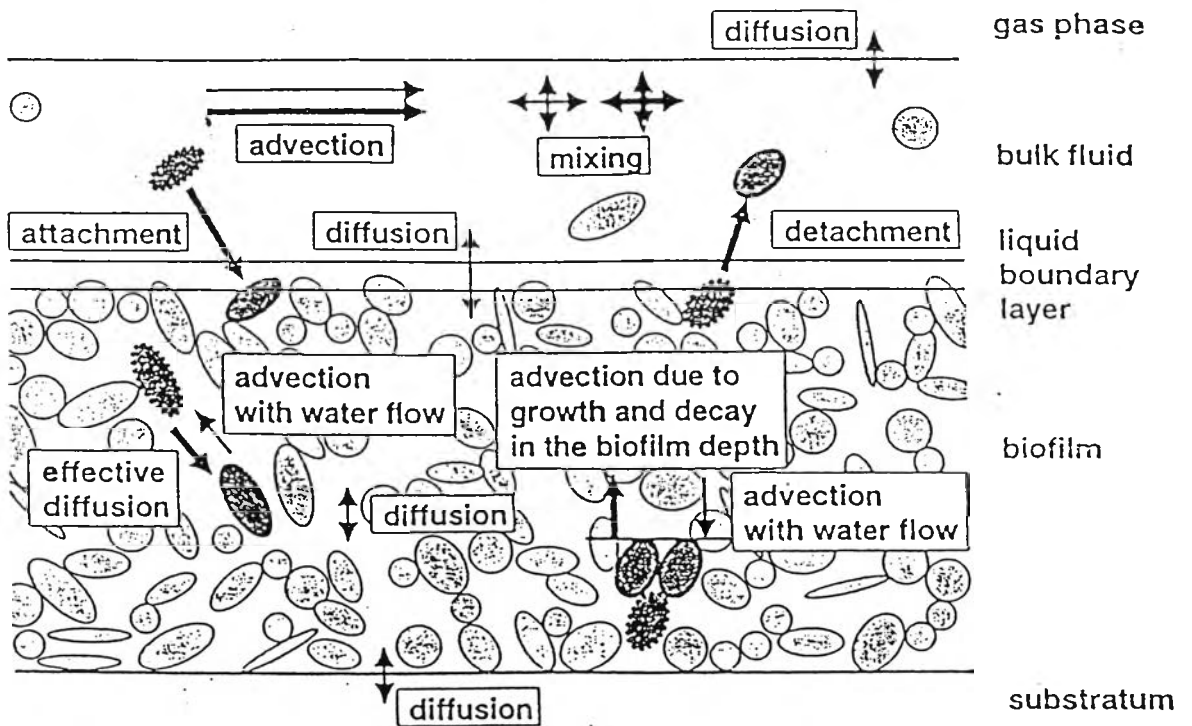
6) ข้อจำกัดในการแพร่ผ่าน

จุลินทรีย์ชนิด Attached Growth มีข้อจำกัดในการแพร่ผ่าน ซึ่งได้จากผลของการทดลองศึกษาทั้งในระดับทดลอง และระบบจริง อัตราดีไนตริฟิเคชันมักจะขึ้นอยู่กับพื้นที่ผิว และปริมาตรของตัวกลาง

2.5 กระบวนการบำบัดด้วยกระบวนการฟิล์มชีวภาพ (Biofilm)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีวภาพ มีชื่อเรียกหลายอย่าง เช่น Biofilm reactor, Fixed Film reactor หรือ Attached Growth ซึ่งระบบที่นิยมใช้ในปัจจุบันได้แก่ ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter) และระบบจานหมุนชีวภาพ (RBC) โดยจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตเป็นแผ่นบางๆ คล้ายฟิล์มบนวัสดุตัวกลาง (Media) เช่น หิน พลาสติก เป็นต้น และสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในของเหลวที่ไหลผ่านในระบบฟิล์มชีวภาพ ซึ่งสารอินทรีย์ในของเหลวต้องถ่ายเทเข้าไปในฟิล์มจุลินทรีย์ ก่อนที่จุลินทรีย์จะนำไปใช้ดังแสดงในรูปที่ 2.15

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ แบบจุลชีพยึดติดตัวกลาง (Fixed Film Process) เริ่มได้รับความนิยมในการใช้งานมากขึ้น เนื่องจากลักษณะของฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) ที่มีมวลชีวภาพความเข้มข้นสูง ทำให้สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มาก และมีคุณภาพน้ำทิ้งดี โดยไม่ต้องมีการแยกของแข็งออก (Rittmann, 1982)



รูปที่ 2.15 กระบวนการเคลื่อนย้ายภายในผิวชั้นฟิล์มชีวภาพแบบหลายพันธ์ โดยลูกศรหนาแสดงถึงอนุภาค และลูกศรบางแสดงถึงการละลายของสาร (Wanner และ Reichert, 1995)

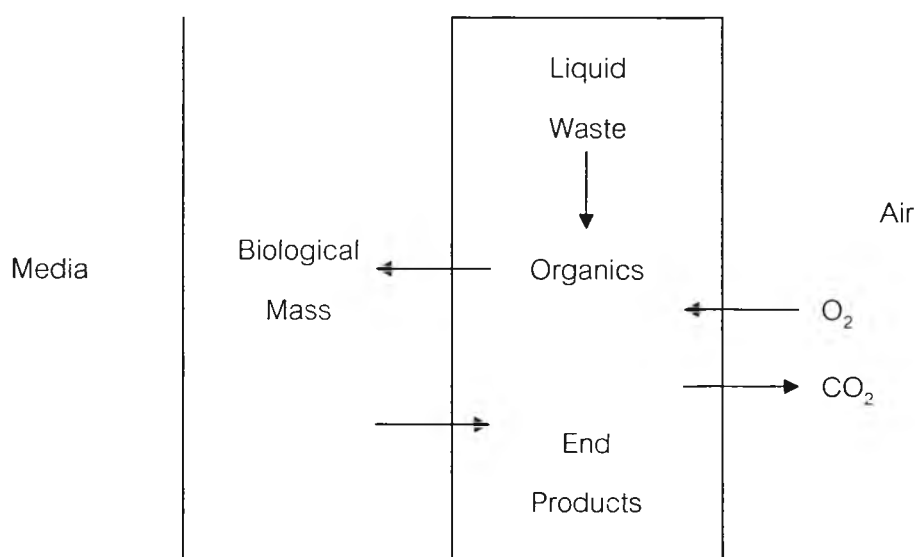
เมื่อฟิล์มชีวภาพเจริญเติบโตหนาขึ้น ฟิล์มชีวภาพจะหลุดออกเนื่องจากสาเหตุ 3 ประการ คือ

1. สารอินทรีย์ไม่สามารถผ่านชั้นฟิล์มเข้าไปถึงผิวด้านในสุดได้ ดังนั้นจุลินทรีย์จึงขาดสารอาหาร และตายจึงหลุดออกมา
2. ออกซิเจนละลายน้ำไม่สามารถถ่ายเทไปถึงฟิล์มชั้นในสุด จึงเกิดสภาวะแอนแอโรบิก เกิดการย่อยไร้อากาศทำให้ได้ก๊าซมีเทนซึ่งดันชั้นฟิล์มให้หลุดออกมา
3. ชั้นฟิล์มที่หนามากจะมีน้ำหนักมาก และประกอบกับแรงเฉือนที่เกิดในทิศเดียวกับการไหลของน้ำเสีย (กรณีน้ำเสียไหลลง) ทำให้ฟิล์มหลุดลอกออกมา

ฟิล์มชีวภาพที่หลุดปนกับน้ำทิ้ง เรียกว่า Humus Sludge องค์ประกอบของจุลินทรีย์ที่เกาะกับตัวกลางนี้มีความหลากหลายเหมือนระบบ Activated Sludge ซึ่งจะเห็นได้ว่าในระบบฟิล์มชีวภาพมีห่วงโซ่อาหารที่ค่อนข้างสมบูรณ์ จึงทำให้มีประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์มาก และเกิดมวลชีวภาพใหม่น้อย

2.5.1 กลไกการถ่ายเทมวลและการกำจัดสารอินทรีย์

การดำเนินการของฟิล์มชีวภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งการถ่ายเทมวล (Mass Transfer) และปฏิกิริยาชีวเคมี เกิดขึ้นพร้อมกันระหว่างชั้นฟิล์มชีวภาพกับของเหลวโดยรอบ (Liquid Bulk) ดังแสดงในรูปที่ 2.16



รูปที่ 2.16 แสดงการถ่ายเทมวลที่เกิดขึ้นในฟิล์มชีวภาพ (Metcalf และ Eddy, 1991)

ขั้นตอนการถ่ายเทมวลและปฏิกิริยาชีวเคมี

ขั้นที่ 1 : เกิดการถ่ายเทมวลของสารอินทรีย์ และออกซิเจนละลายน้ำจากน้ำเสียเข้าสู่ช่วงต่อระหว่างของเหลวกับฟิล์มชีวภาพ

ขั้นที่ 2 : สารอินทรีย์และออกซิเจนแพร่ผ่านเข้าสู่ฟิล์มชีวภาพ

ขั้นที่ 3 : เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนโดยใช้จุลินทรีย์

ขั้นที่ 4 : ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลาย (น้ำและคาร์บอนไดออกไซด์) ถ่ายเทจากฟิล์มชีวภาพออกสู่ช่วงรอยต่อระหว่างของเหลวกับฟิล์มชีวภาพ

ขั้นที่ 5 : เกิดการถ่ายเทน้ำและคาร์บอนไดออกไซด์ จากช่วงรอยต่อระหว่างของเหลวกับฟิล์มชีวภาพออกสู่ของเหลวด้านนอก

2.5.2 ลักษณะของตัวกลางและฟิล์มชีวภาพ

ตัวกลางมีหน้าที่ให้จุลินทรีย์เกาะติด และสร้างฟิล์มเคลือบไว้ ตัวกลางมีหลายชนิด เช่น หิน กรวด พลาสติกแบบโมดูล ในอดีตจะใช้ตัวกลางหินที่มีพื้นผิวต่ำและน้ำหนักมากทำให้ไม่สามารถสร้างถึงปฏิกรณ์ขนาดใหญ่ และยังเกิดปัญหาการอุดตันได้ง่าย แต่ปัจจุบันได้มีการนำวัสดุสังเคราะห์และพลาสติกมาใช้ที่มีข้อดีคือ เบา ทนทาน อีกทั้งยังมีช่องว่างและพื้นผิวมาก Pearson (1965) และ Chipperfield (1967) ได้กล่าวถึงคุณสมบัติของตัวกลางแบบอุดมคติไว้ดังนี้

1. มีพื้นที่ผิวมากสำหรับการเจริญเติบโตของฟิล์มชีวภาพ
2. ยอมให้ของเหลวไหลผ่านอย่างสม่ำเสมอ เป็นแผ่นบางๆ บนฟิล์มชีวภาพ
3. มีความแข็งแรง ทรงตัวอยู่ได้
4. ต้องเป็นสารเฉื่อยไม่มีการย่อยสลายทางชีวภาพ หรือยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์
5. มีช่องว่างเพียงพอสำหรับการไหลอย่างอิสระของอากาศ
6. มีช่องว่างเพียงพอให้จุลินทรีย์ที่ลอกตัวถูกนำออกไปได้สะดวก
7. ราคาถูก

ลักษณะและความหนาแน่นของจุลินทรีย์ในฟิล์มชีวภาพขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย เช่น ความเร็วน้ำเสียที่ไหลผ่าน อุณหภูมิ สารพิษ อัตราการรับสารอินทรีย์ เมื่อความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านฟิล์มชีวภาพมีความเร็วสูงขึ้น และอัตราสารอินทรีย์สูงขึ้น จะทำให้ฟิล์มชีวภาพมีความหนาแน่นของจุลินทรีย์สูงขึ้น และถ้าอุณหภูมิมากกว่า 30 °C ความหนาแน่นจะมากขึ้นตามอุณหภูมิ Characklis (1981) รายงานว่าจำนวนจุลินทรีย์ในฟิล์มชีวภาพ มีจำนวนมากถึง 10^4 - 10^8 ตัวต่อ 1 มล. ของฟิล์มชีวภาพ

2.6 ลักษณะและปริมาณของน้ำเสียจากสะพานปลา

รูปที่ 2.17 แสดงขั้นตอนของกิจกรรมบริเวณสะพานปลา ซึ่งจากขั้นตอนดังกล่าว จะมีน้ำเสียเกิดขึ้น



รูปที่ 2.17 กิจกรรมและการเกิดน้ำเสียจากกิจกรรมภายในพื้นที่ท่าเทียบเรือประมง, สะพานปลา และแพปลา (กรมควบคุมมลพิษ, 2544)

ท่าเทียบเรือและสะพานปลาส่วนใหญ่มีปริมาณสัตว์น้ำทะเลหลายชนิด แต่ส่วนใหญ่จะเป็นพวกปลามากถึง 70 % ของปริมาณสัตว์น้ำทั้งหมด ซึ่งส่วนประกอบทั่วไปของปลา คือ โปรตีน ไขมัน แร่ธาตุ วิตามิน และน้ำ ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากท่าเทียบเรือประมงและสะพานปลาแสดงไว้ตามตารางที่ 2.7 โดยสำรวจจากตัวแทน คือ ประเภท ก สำรวจจากสะพานปลา จังหวัดสมุทรสาคร ประเภท ข สำรวจจากแพปลาบริษัทเสรี บ้านแพ จำกัด ประเภท ค สำรวจจากท่าเทียบเรือประมงอ่างศิลา ประเภท ง สำรวจจากท่าเทียบเรืออ่าวน้อย และประเภท จ สำรวจจากแพปลาเจ้เตี้ยง

ตารางที่ 2.6 ข้อมูลปริมาณน้ำเสียของตัวแทนทำเทียบเรือ/สะพานปลาที่สำรวจ
(กรมควบคุมมลพิษ, 2544)

ปริมาณน้ำเสียที่เกิด	ตัวแทนทำเทียบเรือ/สะพานปลา				
	ประเภท ก	ประเภท ข	ประเภท ค	ประเภท ง	ประเภท จ
ปริมาณน้ำเสียรวมที่เกิดขึ้น (ลบ.ม./วัน)	251	150	57	25	10
ปริมาณน้ำเสียต่อพื้นที่ (ล./ตร.ม.-วัน)	73	65	41	28	37

หมายเหตุ : - ทำเทียบเรือประมงและสะพานปลาขนาดตั้งแต่ 2,500 ตร.ม.ขึ้นไป เป็นประเภท ก

- ทำเทียบเรือประมงและสะพานปลาขนาดตั้งแต่ 1,500 ตร.ม.แต่ไม่ถึง 2,500 ตร.ม. เป็นประเภท ข
- ทำเทียบเรือประมงและสะพานปลาขนาดตั้งแต่ 1,000 ตร.ม.แต่ไม่ถึง 1,500 ตร.ม. เป็นประเภท ค
- ทำเทียบเรือประมงและสะพานปลาขนาดตั้งแต่ 500 ตร.ม.แต่ไม่ถึง 1,000 ตร.ม. เป็นประเภท ง
- ทำเทียบเรือประมงและสะพานปลาขนาดตั้งแต่ 100 ตร.ม.แต่ไม่ถึง 500 ตร.ม. เป็นประเภท จ

2.7 การศึกษาที่ผ่านมา

2.7.1 การศึกษาที่ผ่านมาเกี่ยวกับระบบยูเอเอสบี

Hulshoff และคณะ (1983) ได้ศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ให้เป็นเม็ดในระดับห้องปฏิบัติการ และพบว่าเมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าประมาณ 2 - 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน จะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นเม็ดขึ้น

Sam - soon และคณะ (1990) ได้ทำการศึกษาระบบยูเอเอสบี และได้ตั้งสมมติฐานและปัจจัยที่สำคัญในการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต้องมีสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม เช่น พีเอชของระบบเป็นกลาง ลักษณะการไหลของน้ำเสียเป็นแบบ plug flow เป็นต้น

Moosbrugger และคณะ (1993) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตไวน์องุ่น โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 10.5 ลิตร ความสูง 1.5 ม. ทำการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดี 20,000 - 30,000 มก./ล. ที่เวลากักน้ำ 6 - 12 ชม. พบว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 9 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และทดลองใช้อัตราเวียนตะกอน 33 : 1, 20 : 1 และ 7 : 1 จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า 94 %

ณรงค์ จิตต์จรุงเกียรติ (2529) ได้ทำการศึกษาระบบยูเอเอสบีโดยใช้น้ำบาดน้ำเสียจากกากถั่วเหลืองที่ค่าซีไอดี 13,784 - 43,734 มก./ล. ใช้เวลากัก 5 วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี 95 % รับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประมาณ 2.67 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ผลิตก๊าซมีเทนได้ 170 ล./วัน

ชำนาญ กายประสิทธิ์ (2538) ได้ศึกษาประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี และสมรรถนะการทำงานของอุปกรณ์แยกก๊าซตะกอนแขวนลอย 2 แบบ โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 192 ลิตร ความสูง 2.05 - 2.30 ม. ทำการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจากสับประรดเข้มข้นแต่ใช้ความเข้มข้นสูงกว่าคือ ซีไอดีประมาณ 9,000 - 12,000 มก./ล. ที่เวลากักน้ำ 24 ชม. พบว่า

- ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 9 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี 80 - 90% โดยมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 314 - 343 ล./กก.ซีไอดีที่กำจัด
- ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี 83 - 90% และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 290 - 350 ล./กก.ซีไอดีที่กำจัด

กิตติศักดิ์ ต้นชนะชัย (2539) ศึกษาการใช้ระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง โดยปรับสภาพน้ำเสียจากการเติมโซดาแอส 1 ก./ล.

- ถ้าไม่มีถังสร้างกรด ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี 17.0 และ 11.2 % ที่เวลากักน้ำ 18 ชม.
- ถ้ามีถังสร้างกรด ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี 43.9 และ 36.0 % ที่เวลากักน้ำ 12 ชม. และเมื่อเพิ่มเวลากักน้ำเป็น 24 และ 36 ชม. ประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเป็น 58.8 และ 70.7 % ตามลำดับ

2.7.2 การศึกษาที่ผ่านมาเกี่ยวกับระบบอีจีเอสบี

Van der Last และ Lettinga (1992) ศึกษาและทดลองระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชนเมือง Bennekom ซึ่งมีค่าซีไอดีเฉลี่ย 350 มก./ล. ในช่วงฤดูร้อน และ 250 มก./ล. ในช่วงฤดูหนาว โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 120 ลิตร ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส ซึ่งให้หัวเชื้อจากระบบยูเอเอสบีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานเยื่อกระดาษ และทำการปรับอัตราการสูบน้ำเวียนกลับให้ความเร็วการไหลอยู่ในช่วง 5 - 7 ม./ชม. ในช่วงฤดูร้อนที่เวลากักเก็บ 2 ชม. พบว่าสามารถลดค่าซีไอดีละลายได้เฉลี่ย 45 % และมีค่าสูงสุดถึง 84 % และเฉลี่ย 27 % ในช่วงฤดูหนาว และสามารถลดซีไอดีรวมได้เฉลี่ย 29 % และมีค่าสูงสุด 69 %

Rinzema และคณะ (1993) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีโดยใช้น้ำเสียประเภท long chain fatty acid ที่ความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก. ซีไอดี / ลบ.ม.-วัน และพบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีไอดีเท่ากับ 85 - 95 %

Kato และคณะ (1994) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในห้องปฏิบัติการ โดยทดลองกับน้ำเสียที่เป็นเอธานอลความเข้มข้นซีไอดีประมาณ 600 และ 200 มก./ล. ได้ทำการแบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด โดยการทดลองชุดที่ 2 ทำการเติมอากาศในถังน้ำเข้าเพื่อควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจน 2.8 มก./ล. เพื่อศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบ การทดลองชุดแรกพบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีไอดีสูงกว่า 90 % ที่ OLR 8.1 ก.ซีไอดี/ล.-วัน เวลาพัก 2 วัน ที่ซีไอดี 600 มก./ล. และเมื่อเปลี่ยนซีไอดีเป็น 100 - 200 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีไอดีสูงกว่า 80 % ที่ OLR 12 ก.ซีไอดี/ล.-วัน เวลาพัก 0.5 วัน ส่วนในการทดลองชุดที่ 2 ให้ผลการลดค่าซีไอดีใกล้เคียงกับการทดลองชุดแรก

ตุลชัย แจ่มใส (2545) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีโดยใช้น้ำเสียชุมชนประเภทอาคารเรียน มีค่าซีไอดีเฉลี่ย 160 มก./ล. ที่เวลาพัก 2 และ 6 ชม. ความเร็วไหลขึ้น 0.5 ม./ชม. พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีสูงกว่า 50 % และได้ทำการศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่ 3.5, 6.5, 10.0 และ 12.0 ม./ชม. โดยความเร็วไหลขึ้นไม่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีและบีไอดีเพิ่มขึ้น เนื่องจากระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้น 0.5 ม./ชม. เพียงพอต่อการกระจายของสารอินทรีย์ในชั้นตะกอน

2.7.3 การศึกษาที่ผ่านมาเกี่ยวกับกระบวนการฟิล์มชีวภาพ

Huag และ McCarty (1972) ศึกษาการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในระบบ submerged filter และพบว่าระยะเวลาเก็บกักมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยระยะเวลาเก็บกักที่เพิ่มขึ้นจะส่งผลให้การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันดีขึ้นด้วย อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันขึ้นกับปริมาณจุลินทรีย์ซึ่งจะเกิดมากที่บริเวณส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ และจะลดลงเรื่อยๆ ตามความสูงของตัวกลาง

Lida และ Teranishi (1984) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจากน้ำทิ้งชุมชนโดยใช้ระบบตัวกลางจมน้ำแบบชั้นตอนเดียว (Single submerged filter) โดยศึกษาทั้งแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งและแบบมีการหมุนเวียนน้ำทิ้ง โดยมีลักษณะการเติมอากาศเป็นแบบ

สลัปลคือ เต็มอากาศ 2 ชั่วโมง สลัปลกับการหยุดเต็มอากาศ 2 ชั่วโมง ตลอด 24 ชั่วโมง สภาวะที่ไม่มี การหมุนเวียนน้ำทิ้งจะมีประสิทธิภาพในการลดค่าไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 40.5 - 65.0 % ส่วน ในสภาวะมีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจะเพิ่มประสิทธิภาพให้สูงขึ้นเป็น 79.2 %

Ryhiner และคณะ (1994) ศึกษาถึงปฏิกรณฟิล์มจุลินทรีย์ โดยใช้ตัวกลางชนิด BIOPUR ชนิดการไหลลง มีกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก่อน ตามด้วยไนตริฟิเคชัน และมี ดีไนตริฟิเคชันตามหลังอีกครั้ง โดยใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนซึ่งสรุปผลได้ดังนี้

- ในส่วนของไนตริฟิเคชัน การกำจัดแอมโมเนียจะลดลงอย่างมากเมื่อมีค่าซีไอดี สูงกว่า 3 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน การเกิดไนตริฟิเคชันในภาวะซีไอดีสูงๆ จะถูกจำกัดการแพร่ผ่านของ ออกซิเจนมากกว่าการขัดขวางการเจริญเติบโต

- อัตราไนตริฟิเคชันอยู่ระหว่าง 0.25 - 0.5 กก.NH₄⁺-N/ลบ.ม.-วัน โดยมีค่า แอมโมเนียออกต่ำกว่า 1 กก.NH₄⁺-N/ลิตร

- การกำจัดสารแขวนลอยอยู่ระหว่าง 30 - 50 % โดยมีค่าอยู่ระหว่าง 6 - 20 มก.SS/ลิตร

Canler และ Peret (1994) ได้ศึกษาระบบถังกรองชีวภาพเต็มอากาศจากระบบ จริง 12 แห่ง พบว่าถังกรองชีวภาพแบบไหลลง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี, บีไอดี และ ของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าถังกรองแบบไหลขึ้น แต่ถังกรองแบบไหลขึ้นสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ ดีกว่า และอัตราการกำจัดไนโตรเจนขึ้นอยู่กับ อุณหภูมิ การเติมอากาศ ภาวะบรรทุกทางอินทรีย์ คาร์บอน และการล้างย้อน สามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่า 80 % สำหรับภาวะบรรทุกไม่เกิน 0.45 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน เมื่ออัตราส่วน C : N สูงประมาณ 10

รัชพล สุทธาโรจน์ (2540) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของถังกรองชนิดสาร กรองเคลื่อนที่ (AMBF) และถังปฏิกรณชนิดฟลูอิดไดซ์เบด (FBR) โดยทำการทดลองค่าภาวะ บรรทุกทางอินทรีย์ 4 ค่า คือ 1.02, 1.70, 2.39 และ 2.08 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน (ตัวกลางในถัง ปฏิกรณทั้งหมด) และค่าภาวะบรรทุกทางที่เคเอ็น 4 ค่า ได้แก่ 0.09, 0.15, 0.22 และ 0.28 มี ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีเท่ากับ 95.1, 95.8, 96.0 และ 95.5 % ตามลำดับ และ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 82.1, 82.3, 80.3 และ 64.9 % ตามลำดับ

วชิรา สันพนวัฒน์ (2543) ได้ศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีซีโอดีประมาณ 300 มก./ล. โดยใช้ถังกรองชีวภาพแบบไหลลง ที่ใช้เปลือกหอยขนาด 5 - 10 มม. เป็นตัวกลาง พบว่าการเพิ่มภาระบรรทุกอินทรีย์จาก 3 - 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ยังคงรักษาการกำจัดซีโอดีสูงๆ ไว้ได้ แต่อัตราการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดลดลงอย่างเห็นได้ชัด

วิฑูรย์ อึ้งประเสริฐ (2545) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของถังแขวนลอย และไนโตรเจนด้วยกระบวนการถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่เป่าอากาศสลับกับถังกรองซึ่งไม่มีการเป่าอากาศ โดยใช้น้ำเสียจริงจากอาคารชุด ที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 6.67 และ 13.33 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.(ตัวกลางในถังปฏิกรณ์)-วัน และภาระบรรทุกทางพลศาสตร์ของส่วนที่เป็นถังกรอง 3 ค่า ได้แก่ 0.5, 1.0 และ 2.0 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม. พบว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 6.67 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีบีโอดีของน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเท่ากับ 19, 18 และ 9 มก./ล. ของถังแขวนลอย 10, 7 และ 3 มก./ล. และที่เคเอ็น 3.95, 2.42 และ 1.29 มก./ล. ตามลำดับ และที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 13.33 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีบีโอดีของน้ำออกเท่ากับ 80, 48 และ 51 มก./ล. ของถังแขวนลอย 40, 20 และ 29 มก./ล. และที่เคเอ็น 13.42, 21.90 และ 20.80 มก./ล. ตามลำดับ

2.7.4 การศึกษาที่ผ่านมาเกี่ยวกับผลกระทบของความเค็มในน้ำเสีย

Li และ Guowei (1993) ทำการศึกษาถึงการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็ม โดยใช้วิธีคอนแทคออกซิเดชัน 2 ชั้น พบว่าเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพของระบบลดลง ซึ่งที่ความเค็ม 20,000 มก./ล. จะได้ประสิทธิภาพการกำจัดดีกว่าที่ความเค็ม 35,000 มก./ล. แต่ผลต่อระบบก็ไม่มากนัก

Hamoda และ Al-Attar (1995) ศึกษาผลของความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ที่มีต่อกระบวนการแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ โดยทำการทดลองที่ความเข้มข้น 10 ก./ล. และ 30 ก./ล. และแปรค่าอายุตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในช่วง 3 - 20 วัน พบว่าที่ความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ 30 ก./ล. ยังไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ถ้าหากเพิ่มเวลากักพักของแข็งนานขึ้น ซึ่งระบบจะยังคงสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึง 93 - 95 % แสดงว่าแบคทีเรียมีความสามารถที่จะดำรงชีพและเจริญเติบโตได้ถึงแม้จะมีการเปลี่ยนแปลงสภาพความเค็มในน้ำเสีย

Intrasungkha และคณะ (1997) ศึกษาผลของคลอไรด์ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพแบบแบคทีเรีย พบว่าระบบทำงานได้ดีถ้าความเข้มข้นต่ำ คือเพียง 0.03 - 0.2 % (300 - 2,000 มก./ล.) และประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบทำได้ยากขึ้นถ้าความเข้มข้นสูงถึง 0.5 % (5,000 มก./ล.)

กรมควบคุมมลพิษ (2544) ได้จัดทำโครงการพัฒนากระบวนการจัดการน้ำเสียที่มีความเค็ม โดยเลือกใช้ระบบ UASB - AS เพื่อเป็นต้นแบบสาธิตระดับนำร่อง สำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มจากกิจกรรมบริเวณท่าเทียบเรือประมงหรือสะพานปลา ซึ่งจากการศึกษาโดยจัดทำต้นแบบสาธิตในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ค่าซีไอดี 5,420 - 7,542 มก./ล. ความเค็ม 5.38 - 7.5 ก. NaCl/ล. ที่เคเอ็น 285 - 873 มก./ล. พบว่า

- ที่ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 1.5 - 2.64 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เวลาพักน้ำ 12 ชม. มีประสิทธิภาพ 58 - 78 %

- ที่ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 2.75 - 4.32 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เวลาพักน้ำ 8 ชม. มีประสิทธิภาพ 58 - 66 %

หลังจากใช้น้ำเสียจริง พบว่า

- ที่ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 2.4 - 4.0 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เวลาพักน้ำ 12 ชม. มีประสิทธิภาพ 71 - 77 %

- ที่ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 2.03 - 5.85 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน เวลาพักน้ำ 8 ชม. มีประสิทธิภาพ 57 - 71 %

ภูคำ พิมจักร (2546) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากสะพานปลา ซึ่งแบ่งการทดลองเป็น 2 ช่วง โดยช่วงแรกเป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในระดับห้องปฏิบัติการ มีค่าภาระบรทุกสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 6.0 - 9.5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 1 และ 3 ม./ชม. พบว่า

- ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี (P50) เท่ากับ 77.2 %

- ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี (P50) เท่ากับ 84.2 % สำหรับระบบยูเอเอสบีที่เติมเชื้อแบคทีเรียแบบคัสตายพันธุ์

ช่วงที่สองศึกษากระบวนการยูเอเอสบี - แอนน็อกซิก - แอโรบิก ในระดับต้นแบบสาธิตนำร่อง มีค่าภาระบรทุกสารอินทรีย์ 8.6 - 15.1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน อัตราการเวียนตะกอน 200 % ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน (P50) เท่ากับ 80.0 %