บทที่ 2

หลักการและทฤษฎี

2.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter: NOM)

ปัญหาใหญ่ของน้ำเสียมักเกิดจากสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำ ทำให้ต้องมีการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพเกิดขึ้น เนื่องจากสารอินทรีย์มักย่อยสลายได้ทางชีวภาพ จึงมีความต้องการออกซิเจนเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์โดยใช้ออกซิเจนในการหายใจได้ ปริมาณสารอินทรีย์ที่มีมากเกินไปทำให้ออกซิเจนละลายน้ำในธรรมชาติมีไม่พอเพียง เกิดสภาวะขาดอากาศซึ่งมีผลทำให้เกิดการเน่าเหม็นของแหล่งน้ำ และการเสียชีวิตของสัตว์น้ำต่างๆ ที่ขาดออกซิเจน โดยพบว่าสิ่งปนเปื้อนในน้ำ ยังเกิดจากสิ่งสกปรกที่แขวนลอยในน้ำได้แก่ อนุภาคของดินขนาดต่างๆ แร่ธาตุ สารอินทรีย์ สาหร่าย โปรโตซัวและแบคทีเรีย ซึ่งรวมทั้งชนิดที่ทำให้เกิดโรคและชนิดที่ไม่ทำให้เกิดโรค สารเหล่านี้จะทำให้น้ำมีสี กลิ่นและความขุ่นสิ่งสกปรกที่ละลายน้ำได้แก่ แก๊สต่างๆ เช่น ออกซิเจนไนโตรเจน ไฮโดรเจนซัลไฟด์ แอมโมเนีย คาร์บอนไดออกไซด์ มีเทน คลอไรด์ ไนไตร์ท ไนเตรท เป็นต้น ส่วนสารคอลลอยด์ในน้ำได้แก่ อนุภาคที่เล็กที่สุดของซิลิกาและดินอินทรีย์วัตถุที่เน่าเปื่อยซึ่งอยู่ในรูปของคอลลอยด์ที่ไม่ตกตะกอน

2.1.1 แหล่งกำเนิดของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

สารอินทรีย์ในน้ำมีบทบาทสำคัญในงานด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2547) โดยทั่วไปสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นแบ่งได้เป็น 4 ประเภท ดังนี้

1) สารอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายของอินทรีย์สาร ซากพืชซากสัตว์ในน้ำธรรมชาติที่เรียกว่า Natural Organic Matter (NOM) เกิดเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลเล็กจนสามารถละลายน้ำได้ เช่น สารกลุ่มฮิวมิก และฟลูวิกซึ่งสารทั้งสองนี้ยังมีส่วนทำให้เกิดสีในน้ำ (สีน้ำตาลอ่อนหรือสีชา)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2) สารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์สร้างขึ้นด้วยจุลินทรีย์ประกอบด้วยโปรโตซัว แบคทีเรีย เชื้อราและสาหร่ายเซลล์เดียว สารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์สร้างขึ้นนี้อาจละลายปนเปื้อนมากับน้ำโดยตรงหรือเกิดจากซากจุลินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายทำให้สารอินทรีย์ที่อยู่ภายในเซลล์ละลายปนมากับน้ำตัวอย่าง เช่น สารกลุ่มไมโครซีสตินที่เกิดจากสาหร่ายสีน้ำเงินแกมเขียว Microcytin Aeruginose ซึ่งสารกลุ่มนี้บางตัวเป็นสารพิษ สาหร่ายสีน้ำเงินแกมเขียวชื่อโอเซียลาโตเรียลิโมสาจะผลิตสารกลุ่มที่เกิดจากการเผาผลาญในเซลล์ของสารMethylisorneol ซึ่งเป็นสารที่ทำให้น้ำมีกลิ่นไม่พึงประสงค์เป็นต้น

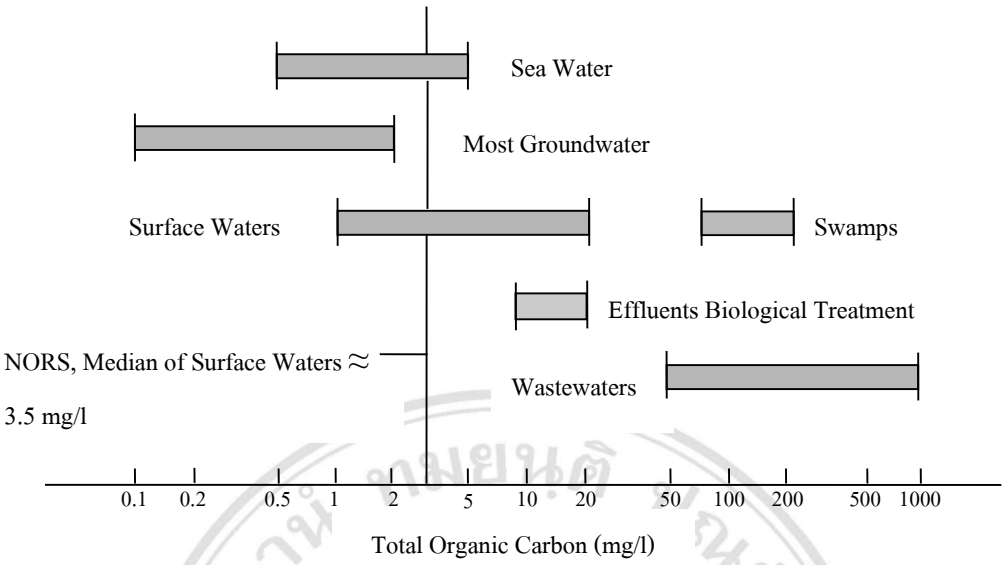
3) สารอินทรีย์ที่เกิดจากน้ำเสียชุมชน กิจกรรมทางการเกษตรและอุตสาหกรรม ตลอดจนการขับถ่าย ชำระล้างร่างกายของมนุษย์มีส่วนทำให้มีสารอินทรีย์ปนเปื้อนไปกับน้ำได้รวมทั้งสารเคมี ยาฆ่าแมลงและปุ๋ย เป็นต้น

4) สารอินทรีย์ที่เกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียและระบบปรับสภาพน้ำ เช่น สารเร่งการตกตะกอนในระบบบำบัดน้ำเสีย นอกจากนี้ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งมักจะมีสารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์ไม่อาจย่อยสลายได้ ตลอดจนซากจุลินทรีย์หลงเหลือปนเปื้อนในน้ำที่ผ่านระบบบำบัด เมื่อผ่านระบบการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนอาจทำให้สารเหล่านี้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษเพิ่มมากขึ้นได้ เช่น ทำให้เกิดสารในกลุ่มไตรฮาโรมีเทน (Trihalomethanes: THMs)ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งชนิดหนึ่ง

2.1.2 ดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

1) คาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด (Total Organic Carbon; TOC)
คาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดเป็นดัชนีตัวแทนเพื่อใช้วัดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ โดยปริมาณความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดในแหล่งน้ำธรรมชาติมีช่วงที่กว้างมากซึ่งแสดงในรูปที่ 2.1

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved



รูปที่ 2.1 ช่วงค่าต่างๆ ของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดในแหล่งน้ำธรรมชาติ

ที่มา : (Kavanaugh, 1978)

2) คาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved Organic Carbon; DOC)
คาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดสามารถแยกได้โดยการกรองผ่านกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน

3) ไนโตรเจนอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved Organic Nitrogen; DON)
ไนโตรเจนอินทรีย์ละลายน้ำเป็นพารามิเตอร์ที่บ่งบอกปริมาณไนโตรเจนอินทรีย์ละลาย ที่มีอยู่ในน้ำ

4) ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (UV Absorbance at Wavelength 254 nm; UV-254)
การดูดกลืนแสงอัตราไวโอเลตถูกใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ ซึ่งใช้ในการตรวจวัดคุณภาพน้ำจากกระบวนการบำบัดน้ำรวมถึงใช้ประเมินความสามารถในการลดปริมาณสารอินทรีย์ของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างจะดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตเป็นปริมาณที่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างมีค่าสูงขึ้นปริมาณการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตที่วัดได้จะมีค่าสูงขึ้นตาม น้ำตัวอย่างที่จะทำการวัดค่าแสงอัลตราไวโอเลตจะต้องนำมา

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ผ่านกระดาษกรองก่อนเพื่อกำจัดอนุภาคแขวนลอยในน้ำ ซึ่งสารประกอบอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบของสารประกอบอะโรมาติก (aromatic compound)และโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตได้ดี ในขณะที่สารประกอบในกลุ่มของอะลิฟาติค (simple aliphatic acids) แอลกอฮอล์และน้ำตาลจะไม่ดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลต (Edzwald et al., 1985) กระบวนการวัดแสงอัลตราไวโอเลตจะทำการวัดที่ความยาวคลื่น 253.7 นาโนเมตร (ประมาณ 254 นาโนเมตร) เนื่องจากสารอินทรีย์จะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นนี้ได้ดีที่สุดและมีการรบกวนจากสารประกอบอื่นๆ น้อยที่สุด (Eaton, 1995)

5) ค่าการดูดกลืนแสงอัตราไวโอเลตจำเพาะ (Specific Ultraviolet Absorption; SUVA)

ค่าการดูดกลืนแสงอัตราไวโอเลตจำเพาะเป็นดัชนีชี้วัดของสารอินทรีย์ประเภทฮิวมิกที่อยู่ในน้ำ ซึ่งสามารถคำนวณได้จากค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (ในหน่วย ต่อเซนติเมตร) หารด้วยค่าคาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ (ในหน่วย มิลลิกรัมต่อลิตร) น้ำตัวอย่างที่มีค่าการดูดกลืนแสงอัตราไวโอเลตจำเพาะต่ำจะประกอบด้วย non-humic organic matter และไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดสารอินทรีย์ ส่วนน้ำตัวอย่างมีค่าการดูดกลืนแสงอัตราไวโอเลตจำเพาะสูงโดยทั่วไปจะสามารถใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดสารอินทรีย์ได้ดี (USEPA, 1999)

6) ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนต์ (Fluorescence excitation-emission matrices; FEEM)

FEEM ถูกใช้เป็นเทคนิคในการจำแนกประเภทและความแตกต่างระหว่างสารประกอบฮิวมิกชนิดต่างๆในธรรมชาติ (Chen et al., 2003) โดยเทคนิคนี้มักถูกใช้ในการจำแนกสารประกอบประเภทต่างๆ เช่น การแยกความแตกต่างของสารประกอบฮิวมิก (กรดฮิวมิค กรดฟูลวิค รวมถึงฮิวมิน) หรือส่วนประกอบอื่นๆ ของสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Hua et al., 2007) เทคนิค Excitation-Emission Matrices (EEM) ได้มาจากการสแกนทั้งความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) และความยาวคลื่นการคาย (emission wavelength) ในเวลาเดียวกันอย่างช้าๆ หลายครั้ง ข้อมูลของเทคนิค EEM จะอยู่ในรูปของ fluorescence contour plot ซึ่งได้มาจากจุดที่ทำการตรวจวัดที่ความยาวคลื่นเท่ากันแล้วนำไป

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

เชื่อมต่อกับแผนที่ทางภูมิประเทศ ซึ่งสามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการแยกความแตกต่างของตัวอย่างที่มีส่วนประกอบมากมายที่มาจากที่เดียวกัน แต่ไม่สามารถระบุได้โดยตรงกับส่วนประกอบของตัวอย่างที่มาจากหลายๆ ที่ (Hertz and McGown, 1992) นอกจากนี้ FEEM peak intensity สามารถตรวจวัดคุณลักษณะของสารอินทรีย์ละลายได้ทั้งในน้ำและดิน และยังสามารถติดตามการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำธรรมชาติได้ (Marhaba, 2000; Marhaba and Pu, 2000; Marhaba et al., 2003)

2.1.3 องค์ประกอบของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

สารอินทรีย์ธรรมชาติในแหล่งน้ำทั่วไปจะประกอบไปด้วยไฮโดรโพบิคและไฮโดรฟิลิค ขึ้นอยู่กับขนาดและคุณลักษณะของสารประกอบที่มีอยู่ในน้ำ (Marthaba et al., 2003) โดยกลุ่มไฮโดรโพบิคซึ่งเป็นสารประกอบฮิวมิค ได้แก่ กรดฮิวมิคและกรดฟลูวิค ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าในแหล่งน้ำธรรมชาติสารกลุ่มไฮโดรโพบิคมากกว่า 50% เป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ(Dissolve Organic Carbon: DOC) ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายของซากพืชหรือสัตว์ ถ้าในน้ำมีปริมาณความเข้มข้นของ DOC สูงกว่า 5 mg/L น้ำในแหล่งน้ำนั้นจะมีสี โดยองค์ประกอบของสารอินทรีย์ธรรมชาติสามารถแบ่งออกมาได้เป็น 6 กลุ่ม ดังแสดงในตารางที่ 2.1

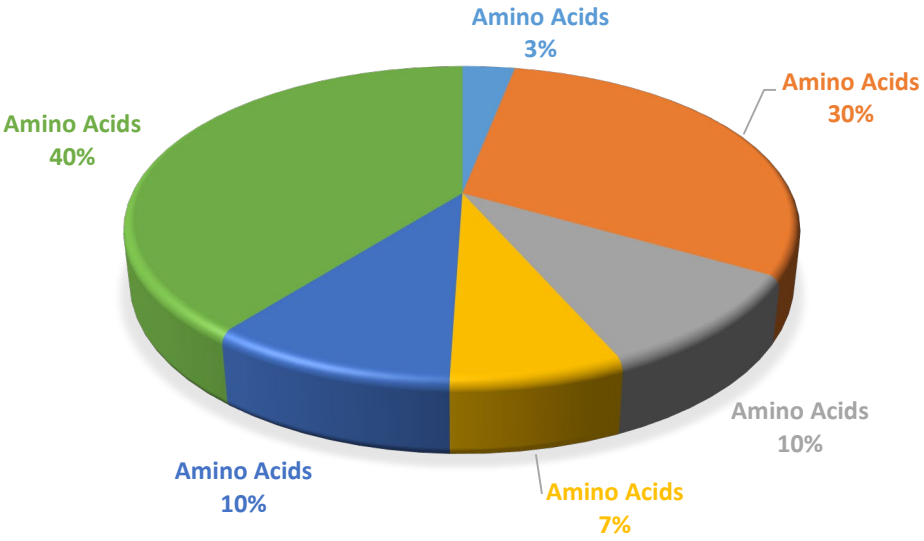
ตารางที่ 2.1 องค์ประกอบของสารอินทรีย์ธรรมชาติในแหล่งน้ำทั่วไป (Swietlik et al.,2005)

ตัวอย่าง	พารามิเตอร์	
	$UV_{254}(cm^{-1})$	DOC (mg/l)
Humic Acids (HA)	0.321	5.81
Hydrophobic Acids (HOA)	0.162	4.81
Hydrophobic Neutrals (HON)	0.170	5.54
Hydrophilic Acids (HIA)	0.154	4.98
Hydrophilic Bases (HIB)	0.166	5.02
Hydrophilic Neutrals (HIN)	0.114	4.84

สำหรับสารอินทรีย์ละลายน้ำในแหล่งน้ำผิวดินจะมีส่วนประกอบของสารอินทรีย์ดังแสดงในรูปที่ 2.2 ในขณะที่กลุ่มไฮโดรฟิลิคจะมีขนาดMolecular weight cut-off

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

(MWCO) 300 ถึง 3000 ดาร์ตัน ประกอบด้วยคาร์โบไฮเดรต โปรตีนและกรดอะมิโน เป็นต้น



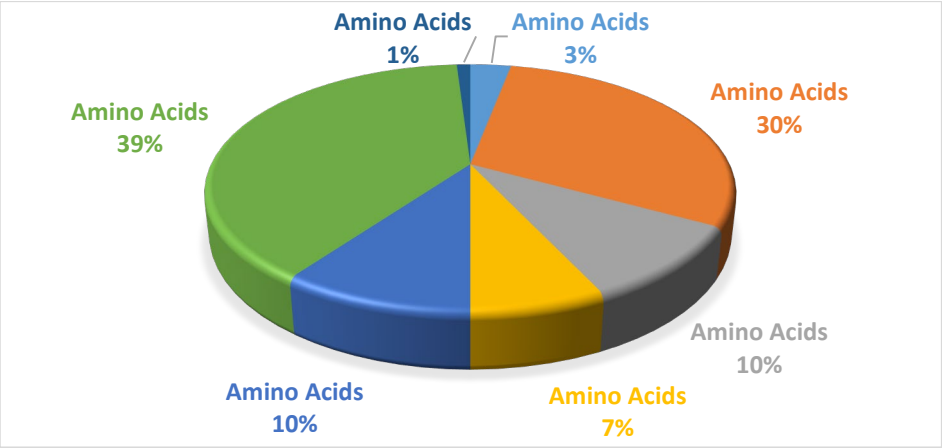
รูปที่ 2.2 องค์ประกอบของสารอินทรีย์ในน้ำผิวดิน

ส่วนประกอบของสารอินทรีย์ละลายน้ำทั่วไป พบว่ากรดไฮโดรฟิลิคประมาณ 30% จะถูกเรียกว่า “ Hydrophilic Humic Substance” ซึ่งสารประกอบฮิวมิคสามารถแบ่งออกเป็น 3 ประเภท คือ

1) กรดฮิวมิคไม่ละลายน้ำที่พีเอช เท่ากับ 1 มี MWCO อยู่ระหว่าง 10-300 กิโลดาร์ตัน
2) กรดฟูลวิกละลายน้ำทุกพีเอชมี MWCOอยู่ระหว่าง 3-100 กิโลดาร์ตัน
3) ฮิวมินไม่ละลายน้ำ (Swift, 1985) ซึ่งกรดฮิวมิคและฟลูมิก สามารถกำจัดได้ด้วยกระบวนการแยก

ซึ่งโดยทั่วไปสารอินทรีย์ธรรมชาติ ดังแสดงในรูปที่ 2.3

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved



รูปที่ 2.3 องค์ประกอบของสารอินทรีย์ทั่วไปที่มี DOC 5 mg/l

2.1.4 การแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

ในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ เป็นสิ่งสำคัญที่เราต้องทราบถึงคุณสมบัติของสารที่มีอยู่ในน้ำ เพื่อแยกสารที่เป็นเนื้อเดียวกันออกได้อย่างถูกต้อง

1) อนุภาคและอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำ (Particulate/Dissolve Organic Carbon Separation) ในการแยกอนุภาคออกจากสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ สามารถแยกได้ด้วยกระดาษกรองที่มีขนาดรูพรุน 0.45 ไมครอน แต่การกรองด้วยกระดาษกรองที่มีขนาดรูพรุน 0.45 ไมครอน ไม่สามารถกำจัดอนุภาคของคอลลอยด์ขนาดเล็กที่ละลายอยู่หรือสารอินทรีย์ที่มีอนุภาคเล็กกว่า 450 นาโนเมตร

2) กรดฟลูวิกและกรดฮิวมิค กรดฮิวมิคสามารถตกตะกอนได้ที่พีเอชต่ำกว่า 1.0 ในขณะที่กรดฟลูวิคยังคงเหลืออยู่ในน้ำได้ทุกพีเอช กรดฟลูวิคที่ละลายอยู่ในน้ำจะพบได้มากกว่ากรดฮิวมิค (Rasyid et al., 1992)

3) ขนาดและน้ำหนักโมเลกุล ขนาดและน้ำหนักของอนุภาคมีความสำคัญต่อลักษณะของน้ำที่ผ่านการบำบัด กล่าวคือมีผลต่อสัมประสิทธิการแพร่และการเคลื่อนที่ของอนุภาค จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า 50-60% ของฟลูวิคจะมีขนาดใหญ่กว่า 10 kDa (Legube et al., 1990) และน้ำหนักโมเลกุลของฟลูวิคอยู่ระหว่าง 650-950 ดาร์ตัน ส่วน น้ำหนักโมเลกุลของฮิวมิคอยู่ระหว่าง 2,000-3,000 ดาร์ตัน

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

4) ความชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ (Hydrophilic/Hydrophobic Fractionation) สำหรับไฮโดรฟิลิคเป็นสารที่ละลายอยู่ในน้ำ (Cotsaris et al., 1988) พบว่าสารอินทรีย์ประมาณ 58-74% เป็นสารที่ละลายอยู่ในน้ำในขณะที่สารกลุ่มไฮโดรโพบิคหรือกรดฮิวมิคเป็นสารที่ไม่ละลายน้ำ

2.1.5 ผลกระทบของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

1) ผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อ

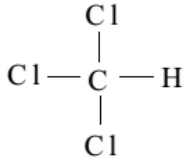
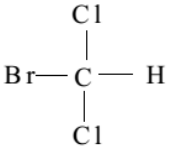
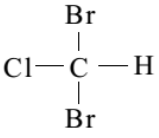
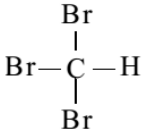
ผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อ (Disinfection by-products; DBPs) เกิดขึ้นในช่วงระหว่างการทำปฏิกิริยาของสารเคมีที่ใช้ในการฆ่าเชื้อโรค เช่น คลอรีน กับสารอินทรีย์ธรรมชาติที่อยู่ในน้ำ ผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อตรวจพบครั้งแรกในปีค.ศ. 1974 จากการนำน้ำตัวอย่างที่ถูกเติมคลอรีนมาตรวจสอบพบว่า มีสารไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes; THMs) อยู่ในน้ำ ซึ่งในกระบวนการผลิตน้ำประปานั้นจะมีการเติมคลอรีนเพื่อใช้ฆ่าเชื้อโรคและเมื่อคลอรีนเหลือจากกระบวนการฆ่าเชื้อ คลอรีนกลุ่มนี้ก็จะเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ธรรมชาติก่อให้เกิดเป็นไตรฮาโลมีเทน (Rook, 1974) ต่อมาในปีค.ศ. 1975 สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกา(United States Environmental Protection Agency; USEPA) ได้นำน้ำตัวอย่างจาก 80 เมืองในประเทศสหรัฐอเมริกามาตรวจสอบ พบว่ามีสารไตรฮาโลมีเทน (Symons et al., 1975) ในปีค.ศ.1976 สถาบันมะเร็งแห่งชาติ (National Cancer Institute) พบว่าคลอโรฟอร์มที่พบในน้ำประปาเป็นสารก่อมะเร็งและในปี 1979 สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกาได้ออกกฎเพื่อควบคุมปริมาณไตรฮาโลมีเทนในน้ำดื่มให้มีค่าสูงสุดได้ไม่เกิน 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในเวลาต่อมาเมื่อการวิเคราะห์หาผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อ ถูกพัฒนาขึ้น ได้พบว่าผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อเช่น ไตรฮาโลมีเทน กรดฮาโลอาซีติค คลอไรท์และโบรเมท มีค่าอยู่ในระดับที่มีผลกระทบต่อร่างกายมนุษย์ ดังนั้นในปีค.ศ. 1998 สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกาจึงกำหนดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุด (Maximum contaminant level; MCL) ขึ้นใหม่ โดยในระยะแรกกำหนดค่าไตรฮาโลมีเทนไว้ที่ 80 ไมโครกรัมต่อลิตร และระยะที่ 2 ได้ปรับลดลงเหลือ 40 ไมโครกรัมต่อลิตร (USEPA, 1998)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2) ไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes; THMs)

ไตรฮาโลมีเทนเป็นสารประกอบออแกโนฮาโลเจน (Organohalogen) ซึ่งมีชื่อเรียกเป็นส่วนหนึ่งของมีเทน โดยสูตรโครงสร้างทั่วไป คือ CHX_3 เมื่อ X คือ อะตอมของธาตุกลุ่มฮาโลเจนจากสูตรโครงสร้างจะมีไฮโดรเจนอยู่ 1 อะตอมและที่เหลืออีก 3 อะตอมจะเป็นอะตอมของธาตุกลุ่มฮาโลเจน เช่น ฟลูออรีน คลอรีน โบรไมด์ ไอโอดีน เป็นต้น สารประกอบไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด ประกอบไปด้วย คลอโรฟอร์ม (Chloroform;CF), โบรโมไดคลอโรมีเทน (Bromodichloromethane; BDCM), ไดโบรโมคลอโรมีเทน (Dibromochloromethane; DBCM)และโบรโมฟอร์ม (Bromoform; BF)โดยชื่อสูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน จะแสดงในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน

ชื่อ	สูตรโมเลกุล	โครงสร้าง
Chloroform (CF) หรือ Trichloromethane	$CHCl_3$	
Bromodichloromethane (BDCM)	$CHBrCl_2$	
Dibromochloromethane (DBCM)	$CHBr_2Cl$	
Bromoform (BF) หรือ Tribromomethane	$CHBr_3$	

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน

ปัจจัย	ผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน
1. ปริมาณของอินทรีย์ในน้ำ	ปริมาณไตรฮาโลมีเทนที่เกิดขึ้นจะแปรผันตามปริมาณสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ
2. ปริมาณคลอรีน	การทำปฏิกิริยาของคลอรีนกับสารฆ่าเชื้อจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีปริมาณคลอรีนเพิ่มขึ้น
3. อุณหภูมิของน้ำ	เมื่ออุณหภูมิของน้ำสูงทำให้ปฏิกิริยาการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนเร็วขึ้น
4. พีเอชของน้ำ	หากน้ำมีค่าพีเอชสูงจะทำให้ปฏิกิริยาการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนเร็วขึ้น และพีเอชยังเกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในน้ำ
5. ระยะเวลาเวลาในการสัมผัสคลอรีน	ปริมาณของสารไตรฮาโลมีเทนขึ้นอยู่กับระยะเวลาในการสัมผัสคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค

ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทนในหนูทดลองซึ่งเป็นสัตว์ที่มีรูปแบบเมตาโบลิซึม (metabolism pattern) คล้ายกับมนุษย์พบว่า มีค่า LD50 (lethal dose 50%) ดังในตารางที่ 2.4 ซึ่งค่า LD50 เป็นค่าปริมาณของสารเคมีที่ให้กับสัตว์ทดลองทั้งหมดเพียงครั้งเดียว แล้วทำให้กลุ่มของสัตว์ทดลองร้อยละ 50 (ครึ่งหนึ่ง) ตายลง และข้อมูลผลกระทบต่อสุขภาพของสารไตรฮาโลมีเทน

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ตารางที่ 2.4 ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทน

	LD_{50} (มก./กก.)	ผลกระทบต่อสุขภาพ
คลอโรฟอร์ม	908	- ถ้าสัมผัสไอระเหยของสารนี้เป็นระยะเวลานานหรือสัมผัสถูกสารเคมีบ่อยๆอาจจะทำให้ระบบประสาทส่วนกลาง หัวใจ ตับ และไต ถูกทำลายได้ - ผลกระทบจากการสัมผัสกับของเหลวจะทำให้ไขมันถูกทำลายลง อาจจะทำให้ผิวหนังมีการระคายเคืองเรื้อรัง ทำให้ผิวหนังแห้ง และเกิดผิวหนังอักเสบได้ สารคลอโรฟอร์มนี้ถูกสงสัยว่าจะเป็นสารก่อมะเร็งต่อมนุษย์
โบรโมไดคลอโรมีเทน	916	- มีผลต่อการเกิดเนื้องอกและมะเร็งในตับและไต
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	848	- มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในลำไส้ ตับและไต
โบรโมฟอร์ม	1,147	- สัมผัสถูกผิวหนังเรื้อรัง เป็นเวลานาน หรือซ้ำ ๆ กัน จะทำให้เกิดอาการผิวหนังอักเสบ ทำลานตับ และประสาท ไต ปอด - สารนี้ถูกจัดเป็นสารก่อมะเร็งประเภท B2 ตามบัญชีรายชื่อของ EPA/IRIS และเป็นสารก่อมะเร็งประเภท 3 ตามบัญชีรายชื่อของ IARC

ที่มา (Pohanish, 2012)

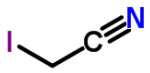
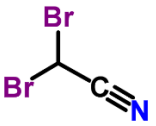
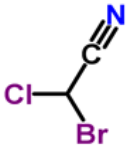
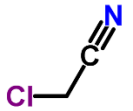
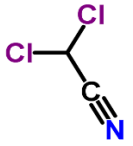
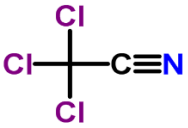
ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

3) ฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (Haloacetonitriles; HANs)

ฮาโลอะซิโตไนไตรล์เป็นสารประกอบฮาโลเจนที่มีคาร์บอนและไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ โดยมีสูตรโครงสร้างทั่วไปคือ $CNCH_mY_n$ โดยตำแหน่งของ Y อาจแทนที่ด้วยธาตุหมู่ 7 เช่น ไอโอดีน คลอรีน โบรมีน หรือทั้งคลอรีนและโบรมีนรวมกัน สารประกอบฮาโลอะซิโตไนไตรล์ทั้ง 7 ตัว ได้แก่ ไอโอโนอะซิโตไนไตรล์ (Iodoacetonitrile; IAN) โบรโมอะซิโตไนไตรล์ (Bromoacetonitrile; BAN) ไดโบรโมอะซิโตไนไตรล์ (Dibromoacetonitrile; DBAN) โบรโมคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Bromochloroacetonitrile; BCAN) โมโนคลอโรอะซิไนไตรล์

(Monochloroacetonitrile, CAN) ไดคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Dichloroacetonitrile, DCAN) และไตรคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Trichloroacetonitrile, TCAN) โดยชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสาร ฮาโลอะซิโตไนไตรล์แสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสารฮาโลอะซิโตไนไตรล์

ชื่อ	สูตรโมเลกุล	โครงสร้าง
Iodoacetonitrile (IAN)	ICH_2CN	
Dibromoacetonitrile (DBAN)	Br_2CHCN	
Bromochloroacetonitrile (BCAN)	BrClCHCN	
Monochloroacetonitrile (CAN)	$ClCH_2CN$	
Dichloroacetonitrile (DCAN)	Cl_2CHCN	
Trichloroacetonitrile (TCAN)	Cl_3CCN	

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ความเป็นพิษของสารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ในหนูทดลองซึ่งเป็นสัตว์ที่มีรูปแบบเมตาโบลิซึม (metabolism pattern) คล้ายกับมนุษย์พบว่า มีค่า LD_{50} (lethal dose 50%) ดังแสดงในตารางที่ 2.6 ซึ่งค่า LD_{50} เป็นค่าปริมาณของสารเคมีที่ให้กับสัตว์ทดลองทั้งหมดเพียงครั้งเดียว แล้วทำให้กลุ่มของสัตว์ทดลองร้อยละ 50 (ครึ่งหนึ่ง) ตายลง

ตารางที่ 2.6 ปริมาณ LD_{50} ของสารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ในหนู

Compound	Species	LD_{50} (mg/kg BW)	Route/vehicle
CAN	Mice	136	Oral
DBAN	Rats (M)	245	Oral/CO
	Rats (F)	361	Oral/CO
	Mice (M)	289	Oral/CO
	Mice (F)	303	Oral/CO
DCAN	Rats (M)	339	Oral/CO
	Rats (F)	330	Oral/CO
	Mice (M)	270	Oral/CO
	Mice (F)	279	Oral/CO
BAN	Rats (M)	26	Oral/DMSO
DBAN	Rats (M)	99	Oral/DMSO
DCAN	Rats (M)	202	Oral/DMSO
CAN	Rats (M)	153	Oral/DMSO

Haloacetonitriles; HANs, body weight; BW, Male; M, Corn oil; CO, Female; F, Dimethyl sulfoxide; DMSO ที่มา (Lipscomb et al., 2009)

จากการศึกษาพบว่า DCAN, BCAN, CAN และ TCAN สามารถทำให้เกิดการกลายพันธุ์ในเชื้อ Salmonella typhimurium (Bull et al., 1985; Muller-Pillet et al., 2000) นอกจากนี้ HANs ยังสามารถทำให้เกิดการเปลี่ยนของโครงสร้างเซลล์รังไข่ในหนูแฮมสเตอร์จีน (Bull et al., 1985) เมื่อจัดลำดับความเป็นพิษซึ่งออกฤทธิ์โดยตรงของ HANs แล้วจะเรียงได้ดังนี้ DBAN > BCAN > TCAN > DCAN > CAN ซึ่งเมื่อมีการเปลี่ยนสารทำปฏิกิริยาจากคลอรีนเป็นโบรมีนความเป็นพิษก็จะยิ่งเพิ่มขึ้น (Daniel et al., 1986; Lin et al., 1986)

4) ผลกระทบต่อคุณภาพน้ำ

สารอินทรีย์ธรรมชาติมีผลกระทบโดยตรงต่อสี รสชาติและกลิ่นที่ไม่พึงประสงค์ของแหล่งน้ำธรรมชาติ การควบคุมรสชาติและกลิ่นเป็นสิ่งที่สำคัญในแหล่งน้ำดื่มทั่วโลก แม้ว่าปัญหาเรื่องสี รสและกลิ่นจะไม่ได้เป็นปัญหาที่เกี่ยวกับด้านสุขภาพโดยตรงเมื่อเทียบกับปัญหาทางด้านจุลชีววิทยาและการปนเปื้อนสารมลพิษ เช่น

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

โลหะหนัก แต่ผู้บริโภคก็มีปฏิกิริยาไวต่อการเปลี่ยนแปลงในคุณภาพทางประสาทสัมผัสในการดื่มน้ำ (Peter, 2008)

5) ผลกระทบต่อการบำบัดและการจัดจำหน่าย

สารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นตัวการที่ช่วยในการส่งเสริมการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เนื่องจากสารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นแหล่งอาหารของจุลินทรีย์ในน้ำและการสะสมของสารอินทรีย์ธรรมชาติในการจัดจำหน่ายยังทำให้เกิดการเพิ่มขึ้นของความขุ่นในตอนท้าย (Olivieri V.P., 1984) นอกจากนี้สารอินทรีย์ธรรมชาติยังเป็นตัวการสำคัญในการรบกวนการทำงานของกระบวนการบำบัดหลายประเภท อาทิเช่น ปริมาณมากของสารอินทรีย์ธรรมชาติอาจนำไปสู่ความต้องการที่ตกตะกอนสูง (Liu et al., 2002) การอุดตันอย่างรวดเร็วของตัวกรองไบโอฟิล์มบนตัวกลาง (J. Haarhoff and Staden, 2006) การอิ่มตัวอย่างรวดเร็วของถ่านกัมมันต์ซึ่งเป็นการเพิ่มความถี่ในการฟื้นฟู ความต้องการสารฆ่าเชื้อในปริมาณสูงและการเสื่อมสลายอย่างรวดเร็วของโอโซน นอกจากนี้ยังเป็นตัวการที่สำคัญที่ทำให้เกิดการอุตตันของเมมเบรน (Lee et al., 2004)

6) ผลกระทบด้านสิ่งแวดล้อม

สารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นแหล่งของสารอาหารสำหรับแบคทีเรียซึ่งเป็นสาเหตุให้เกิดโรคต่อมนุษย์และส่งผลในด้านลบต่อระบบน้ำดื่ม โดยสารอินทรีย์ธรรมชาติจะทำให้แบคทีเรียในน้ำดื่มเจริญเติบโตอีกครั้งหลังจากผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อซึ่งแบคทีเรียนี้เองจะเป็นตัวสร้างไบโอฟิล์มซึ่งมีผลให้สีและความขุ่นของน้ำเพิ่มขึ้น (Musikavong and Wattanachira, 2007)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2.1.6 กระบวนการในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ

ในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ มีวัตถุประสงค์เพื่อกำจัดสี กลิ่น และสารอินทรีย์ออกจากน้ำ โดยกระบวนการทั่วๆไป ที่นิยมใช้การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติได้แก่ การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon) นาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration) และการโคแอกกูเลชัน(Coagulation) ซึ่งในปัจจุบันยังได้นำวิธีการการแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange Resin) มาเป็นวิธีการลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติลงก่อนที่จะผ่านเข้าระบบฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน(Morran et al., 1996) หรือใช้กระบวนการกำจัดด้วย

กระบวนการไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration) หรืออัลตราฟิลเตชัน (Ultrafiltration) แทนการฆ่าเชื้อด้วยสารเคมี

Qin et al. (2006) ได้ศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติจากอ่างเก็บน้ำในประเทศสิงคโปร์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยเลือกใช้สารส้ม (Alum) ในการสร้างตะกอน พบว่าปริมาณความเข้มข้นของสารส้ม 5 mg/L ที่ pH เท่ากับ 5.2 สามารถกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของ DOC ได้ 45% และกำจัดความขุ่นได้ 97% ในขณะที่ pH เท่ากับ 7.2 สามารถกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของ DOC ได้ 35% สำหรับ Leiknes et al. (2004) ได้ประยุกต์ใช้กระบวนการไมโครฟิลเตรชันร่วมกับกระบวนการโคแอกกูเลชันในการผลิตน้ำดื่มเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติ พบว่าสามารถลดความขุ่นให้เหลือน้อยกว่า 0.2 NTU กำจัดสีได้มากกว่า 95% กำจัด UV254 ได้ 85% และ กำจัดลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของ TOC ได้ประมาณ 65-75% เมื่อใช้โพลีอลูมินัมคลอไรด์ที่ความเข้มข้น 5 mg/L เป็นสารโคแอกกูแลนท์และอัลตราการไหลผ่านเยื่อกรองเมมเบรน เท่ากับ 180 ลิตรต่อชั่วโมง

นอกจากนี้ Siddiqui et al. (1997) ได้ทำการศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยโอโซนในน้ำดิบจาก 4 แหล่ง คือ (1) Silver Lake (SLW) (2) Barker Lake (BLW) (3) Boulder Reservoir (BRW) และ (4) Colorado River (CRW) ในประเทศสหรัฐอเมริกาที่มี DOC อยู่ในช่วง 2.8-7.0 นำมากรองผ่านเยื่อกรอง 0.45 ไมครอนพบว่า DOC ลดลง 40-50% ในขณะที่ Aldehydeลดลง 90-100% และไตรฮาโลมีเทนลดลง 40-60% ตามลำดับ อีกทั้งยังพบว่าการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยการแลกเปลี่ยนไอออน โดยใช้ Cyclodextrin polyurethanes เป็นตัวแลกเปลี่ยนประจุมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ละลายน้ำได้ 6-33% (Nkambule et al., 2009) และเมื่อใช้กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออนร่วมกับโอโซน จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ละลายน้ำได้มากกว่า 88%

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2.2 กระบวนการย่อยสลายแบบใช้อากาศ

กระบวนการย่อยสลายแบบใช้อากาศ เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาโดยใช้แบคทีเรียกลุ่มที่ต้องอาศัยออกซิเจนละลายน้ำ (dissolved oxygen) หรือออกซิเจนอิสระในการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นตัวกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมีการสร้างเซลล์จุลชีพขึ้นจานวนมาก (ประมาณร้อยละ 50 ของสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์จุลชีพ)

ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียกลุ่มที่ใช้อากาศ (aerobic bacteria) สามารถจำแนกได้เป็น 2 ขั้นตอน ตามลำดับดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 เป็นกระบวนการนำสารอินทรีย์หรือสารอาหารเข้าไปในเซลล์โดยจุลชีพจะส่งเอนไซม์ (enzyme) ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มาเกาะติดที่ผนังเซลล์เพื่อเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของสารโมเลกุลเล็กที่จะสามารถซึมผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลชีพได้ดังสมการ

$$COHNS + O_2 + \text{bacteria} \rightarrow CO_2 + H_2O + NH_3 + \text{Products} + \text{energy} \quad (4.1)$$

ขั้นตอนที่ 2 เป็นกระบวนการทางชีวเคมีภายในเซลล์จุลชีพเพื่อที่จะผลิตพลังงานไปใช้ในกิจกรรมต่าง ๆ และการสร้างเซลล์ใหม่

$$CHONS + O_2 + \text{energy} + \text{bacteria} \rightarrow C_5H_7NO_2(\text{แบคทีเรียเซลล์ใหม่}) \quad (4.2)$$

โดยเขียนอยู่ในรูปของสมการโดยรวมได้ ดังนี้

$$C_5H_7NO_2\ (\text{แบคทีเรียเซลล์ใหม่}) + 5CO_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3 + \text{energy} \quad (4.3)$$

เมื่อสารอินทรีย์ในน้ำเสียถูกเปลี่ยนรูปมาเป็นจุลชีพเซลล์ใหม่จะรวมตัวกันเป็นฟล็อก (biological flocculation) ก็จะทำให้มีน้ำหนักมากขึ้นและแยกออกจากน้ำเสียได้ง่ายด้วยการตกตะกอน กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ จำแนกได้เป็น 2 ประเภทหลัก คือ

1) ระบบบำบัดที่จุลชีพแขวนลอยอยู่ในระบบ (suspended system) เช่น บ่อแอโรบิก (Aerobic Pond) บ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon) ระบบแอคติเวทเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) เป็นต้น

2) ระบบบำบัดที่จุลชีพเกาะติดผิวตัวกลางหรือระบบฟิล์มตรึง (fixed film system) เช่น ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter) และระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor) เป็นต้น

2.2.1 ปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน

ในการบำบัดแบบชีวภาพปัจจัยในการย่อยสลายคือ ก๊าซออกซิเจนเนื่องมาจากตัวจุลชีพที่จะย่อยสลายสารอินทรีย์จำเป็นต้องใช้ก๊าซออกซิเจนในการย่อยสลายเพื่อให้ได้

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ผลิตภัณฑ์คือ ตัวจุลชีพใหม่ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ดังนั้นจึงมีการเติมออกซิเจนในน้ำให้มีปริมาณเพียงพอสำหรับจุลชีพนำไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ สามารถลดปริมาณความสกปรกของน้ำเสียในรูปของค่าบีโอดี (Biological demand oxygen) ได้ร้อยละ 80-95 โดยอาศัยหลักการทำงานของจุลชีพภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน โดยมีเครื่องเติมอากาศซึ่งนอกจากจะทำหน้าที่เพิ่มออกซิเจนในน้ำแล้วยังทำให้เกิดการผสมของน้ำ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างทั่วถึง

นอกจากนี้จะต้องพิจารณาถึงค่าเวลา 2 ค่า คือเวลากักเก็บน้ำ (Hydraulic Retention Tme, HRT) และอายุสลัดจ์ (Solid Retention Time, SRT) เวลากักเก็บน้ำต้องเพียงพอให้เกิดเมตาบอลิซึมในเซลล์ มีค่าในระดับชั่วโมง ขณะที่อายุสลัดจ์ต้องมากพอในการเพิ่มจำนวนจุลชีพมีค่าในระดับวัน ระบบบำบัดแบบใช้อากาศใช้ระยะเวลาการเก็บกักน้อยกว่ามีผลให้ถังปฏิกิริยามีปริมาตรน้อยกว่าซึ่งช่วยให้ประหยัดพื้นที่ในการก่อสร้างเนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพจะเร็วกว่า ทำให้ใช้เวลาในการเริ่มเดินระบบ (start up) เร็วขึ้นด้วย

ระบบกำจัดแบบใช้ออกซิเจนจะต้องมีสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพที่สำคัญ ปัจจัยสำคัญที่มีผล สรุปได้ดังนี้

1) พีเอช (pH) เป็นค่าแสดงความเป็นกรด – ด่างค่าพีเอชเท่ากับ 7 ถือว่าเป็นกลาง ถ้าน้อยกว่า 7 ถือว่าเป็นกรด และถ้ามากกว่า 7 ถือว่าเป็นด่าง จุลชีพเจริญเติบโตได้ดีที่ค่า พีเอชระหว่าง 6.5 – 8.5 ถ้าพีเอชมีค่าน้อยกว่า 6.5 รา (Fungi) จะเจริญเติบโตได้ดีกว่าจุลชีพทาให้ประสิทธิภาพต่ำลงและตกตะกอนได้ไม่ดีส่วนที่ค่าพีเอชสูงจะทำให้ฟอสฟอรัสแยกตัวออกมาจากน้ำ (Precipitate) และจุลชีพไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ ทำให้ระบบทำงานได้ไม่ดีเช่นกัน แต่ถ้าพีเอชมีค่าต่ำมากหรือสูงมากจุลชีพจะตายหมดไม่สามารถดำรงชีพต่อไปได้

2) อุณหภูมิ เป็นปัจจัยสำคัญในการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลชีพในกระบวนการ โดยทั่วๆไปการเพิ่มอุณหภูมิขึ้นทุก 10 องศาเซลเซียส จะทำให้จุลชีพเจริญเติบโตเพิ่มขึ้นอีกเท่าตัว จนถึงอุณหภูมิประมาณ 37 องศาเซลเซียส จากนั้นอุณหภูมิจะร้อนเกินไปจนจุลชีพเจริญเติบโตน้อยลง

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

3) อาหารเสริม จุลชีพต้องการอาหารเสริม (Nutrients) ซึ่งได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และเหล็ก นอกเหนือจากสารอินทรีย์ต่างๆ ซึ่งนำมาใช้เป็นพลังงาน ปกติ แร่ธาตุเหล่านี้มีอยู่ครบในน้ำเสียจากชุมชน (Domestic wastewater) แต่อาจจะมีไม่พอในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม การขาดอาหารเสริมที่สำคัญเหล่านี้ จะทำให้จุลชีพที่สร้างฟล็อคเติบโตได้ไม่ดี จนทำให้จุลชีพชนิดที่เป็นเส้นใย (Filamentous) เจริญเติบโตได้มากกว่า ซึ่งจะทำให้ตกตะกอนได้ยากและเกิดเป็นชั้นตะกอนอืดขึ้นมาสูงในถัง และอาจจะล้นไหลออกมากับน้ำจนระบบไม่สามารถทำงานต่อไปได้อีกได้ นอกจากนี้การที่จุลชีพหลายชนิดเจริญเติบโตได้ไม่ดีจะทำให้ประสิทธิภาพในการทำงานต่างๆของระบบต่ำอีกด้วย ปกติจะควบคุมให้บีโอดี 100 กิโลกรัม ต้องมีไนโตรเจน 5 กิโลกรัม ฟอสฟอรัส 1 กิโลกรัม และเหล็ก 0.5 กิโลกรัม

4) ออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำ ในถังเติมอากาศจะต้องมีค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่าง 1 ถึง 2 มก./ล. ซึ่งปริมาณของอากาศหรือออกซิเจนที่ใช้เพื่อรักษาค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำนี้ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ หากอุณหภูมิสูงจุลชีพสามารถทำงานได้มากก็จะต้องการออกซิเจนมาก นอกจากนั้นที่อุณหภูมิสูงออกซิเจนจะมีค่าการละลายน้ำอิ่มตัว (Solubility) ต่ำ จึงทำให้ต้องเพิ่มออกซิเจนให้กับระบบมากขึ้น เมื่ออุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศสูง ในทำนองเดียวกันหากอุณหภูมิของน้ำต่ำก็ทำให้มีความต้องการเติมอากาศน้อยกว่าที่อุณหภูมิสูง ในการที่จะรักษาระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่ค่าเท่ากัน

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

5) การกวนที่เหมาะสม ภายในถังเติมอากาศจะต้องมีการกวนอย่างทั่วถึงเพื่อป้องกันมิให้ตะกอนจุลชีพตกตะกอนและเพื่อให้จุลชีพได้สัมผัสกับน้ำเสียที่ส่งเข้ามาบำบัดโดยใช้เป็นอาหารและลดมลสารต่างๆ รวมทั้งจะได้จับตัวกันเป็นฟล็อคที่ดี การกวนที่ถูกต้องจะป้องกันมิให้น้ำเสียไหลลัดวงจรและทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารสูง การกวนที่สมบูรณ์ในถังเติมอากาศแบบสมบูรณ์(Completely mixed)จะต้องมีค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำตะกอน (MLSS) และค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำสม่ำเสมอกันทั่วทั้งถัง

2.3 กระบวนการไนตริฟิเคชั่น (Nitrification)

ก่อนหน้านี้ กระบวนการไนตริฟิเคชั่นเป็นประโยชน์ต่อแวดวงอุตสาหกรรมเพราะกระบวนการนี้ให้ไนเตรทที่นำไปผลิตดินปืน จนกระทั่งปลายคริสต์ศตวรรษที่ 19 กระบวนการนี้ได้กลายเป็นสิ่งจำเป็นในกระบวนการปรับปรุงคุณภาพดินและมีบทบาทสำคัญอย่างยิ่งในเทคโนโลยีทางสิ่งแวดล้อม (Vandenabeele และ Verstraete, 1989) กระบวนการไนตริฟิเคชั่นเป็นกระบวนการออกซิเดชั่นที่เกิดขึ้นทางชีววิทยา เพื่อทำการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรท ซึ่งปฏิกิริยานี้เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิง (Nitrifying) โดยจะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ขั้นตอนแรกจะเปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปไนไตรท์โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรโซโมแนส (Nitrosomonas) เป็นหลัก ส่วนขั้นตอนที่สองจะเปลี่ยนไนไตรท์ให้เป็นไนเตรทโดยอาศัยจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) แสดงเป็นสมการที่ (4.4) ถึง (4.6)

ไนโตรโซโมแนส :

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ 2H_2O \quad (4.4)$$

ไนโตรแบคเตอร์ :

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^- \quad (4.5)$$

ปฏิกิริยารวม :

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad (4.6)$$

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

แต่แอมโมเนียมไอออนบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการที่ (4.7)
ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :

$$4CO_2 + HCO_3^- + NH_4^+ + H_2O \rightarrow C_5H_7O_2N + 5O_2 \quad (4.7)$$

ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชั่นและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \rightarrow 0.021C_5H_7O_2N + 0.98NO_3^- + 1.041H_2O + 1.88H_2CO_3 \quad (4.8)$$

ในกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชั่นนั้นพบว่าในขั้นตอนแรกที่มีการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ โดยไนโตรโซโมแนสนั้น ค่าพีเอชจะลดต่ำลงเนื่องจากในปฏิกิริยาจะเกิดไฮโดรเจนไอออนขึ้น ทำให้ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์ ทำให้การเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์ลดต่ำลงหรือถูกยับยั้งการเจริญเติบโต การเปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรทมีค่าต่ำลงจึงทำให้กระบวนการเกิดไนตริฟิเคชั่นลดลงหรือช้าลงกว่าเดิม ดังนั้นจึงจำเป็นต้องควบคุมระดับค่าพีเอช ให้มีค่าเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชั่นอย่างสมบูรณ์ ซึ่งค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์นั้นควรจะอยู่ในช่วง 7.2–8.0

2.4 ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

ถึงแม้แอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกกำจัดด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน อันเป็นการลดผลกระทบของแอมโมเนียในน้ำทิ้งที่มีกับแหล่งน้ำแล้วก็ตาม แต่ไนเตรทที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันนั้น ก็ยังคงส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำได้ ทั้งทำให้เกิดสารก่อมะเร็ง Nitrosamines หรือทำให้เกิดโรคกับเด็กทารกที่บริโภคน้ำที่ปนเปื้อนที่เรียกว่า “Blue baby” ดังนั้นการกำจัดไนโตรเจนที่สมบูรณ์จำต้องกำจัดไนเตรตซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันด้วย โดยการกำจัดไนเตรททางชีวภาพนี้มี 2 ทางด้วยกัน ได้แก่

1) Assimilatory Nitrate Reduction เกิดโดยจุลชีพในระบบบำบัดใช้ไนเตรตแทนแอมโมเนียในการสังเคราะห์เซลล์

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2) Dissimilatory Nitrate Reduction หรือที่เรียกอีกชื่อว่า “Denitrification”
ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันนี้เป็นปฏิกิริยารีดักชัน โดยไนเตรทซึ่งมีเลขออกซิเดชันบวก 5 จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนซึ่งมีเลขออกซิเดชันเป็น 0 โดยมีไนไตรต์ ไนโตรเจน ออกไซด์ และไนโตรเจนไดออกไซด์ เป็นสารที่เกิดขึ้นระหว่างปฏิกิริยา

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO\,(g) \rightarrow N_2O \rightarrow N_2\,(g) \quad (4.9)$$

ปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน ซึ่งทำให้แบคทีเรียใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็คตรอนตัวสุดท้ายแทนออกซิเจน โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาเรียกว่า“Denitrifiers” หรือ “Denitrifiying Bacteria” ซึ่งส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียแบบเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นทั้ง

แหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอน สภาวะที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาเรียกว่า “สภาวะแอนนอกซิก (Anoxic Condition)”

2.4.1 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

1) ชนิดของแหล่งคาร์บอนหรือตัวให้อิเล็คตรอน แหล่งคาร์บอนสำหรับแบคทีเรียที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมีหลายชนิด ซึ่งแต่ละชนิดก็ให้พลังงานแก่แบคทีเรียที่แตกต่างกัน ทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่เท่ากันด้วย

2) อุณหภูมิ จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ในช่วงอุณหภูมิที่กว้าง และยังสามารถเกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิสูง
งานวิจัยของ Li (1988) กล่าวว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันคือ 40 ℃ และยังสามารถเกิดได้ในช่วงอุณหภูมิ 0 – 50 ℃
งานวิจัยของ Bitton (1994) พบว่าปฏิกิริยาสามารถเกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิช่วง 35 - 50 ℃ และอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะช้าลงเมื่ออุณหภูมิอยู่ในช่วง 5 – 10 ℃
งานวิจัยของ Henze และ McGown (1996) กล่าวว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้แม้อุณหภูมิจะสูงถึง 50 – 60 ℃ โดยอัตราการกำจัดไนเตรทจะสูงกว่าที่ 35 ℃ ถึง 50%
WEF (1998) กล่าวว่าช่วงอุณหภูมิที่ทำให้ดีไนตริไฟเออร์สามารถเจริญเติบโตได้ดีคือ 5 –25 ℃

3) ออกซิเจนละลาย ในระบบซึ่งมีทั้งออกซิเจนและไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็คตรอนตัวสุดท้าย จุลชีพจะเลือกใช้ออกซิเจนในระบบเป็นตัวรับอิเล็คตรอนตัวสุดท้ายก่อน เพราะให้พลังงานในการดำรงชีวิตแก่จุลชีพที่สูงกว่าการใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็คตรอนตัวสุดท้าย ดังนั้นในระบบที่ต้องการกำจัดไนเตรตจึงไม่ควรมีออกซิเจนละลายอยู่ในระบบเลย เพราะออกซิเจนจะใช้แหล่งคาร์บอนสำหรับปฏิกิริยาทำให้สิ้นเปลืองแหล่งคาร์บอนมากขึ้นและอัตราการเกิดปฏิกิริยาลดลง (McCarty, 1969)

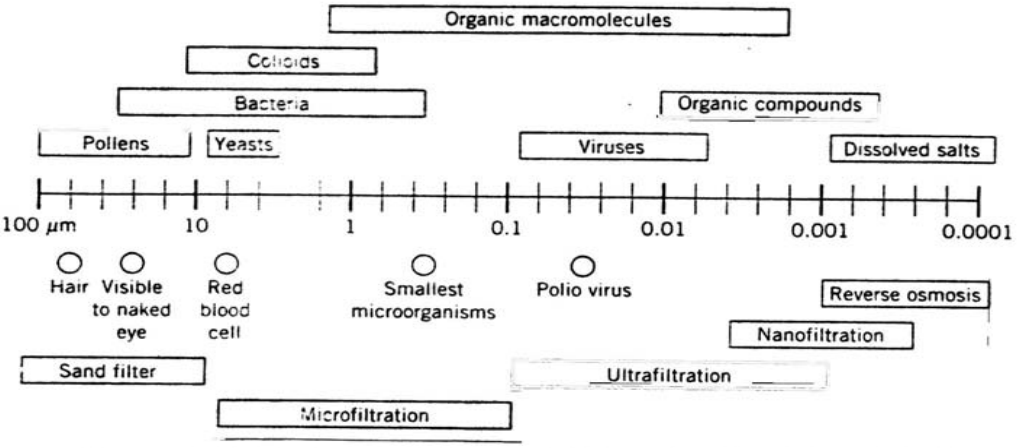
ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

4) พีเอช จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับดีไนตริไฟเออร์อยู่ในช่วง 6.0-9.0

5) ธาตุอื่นๆ งานวิจัยของ Bitton (1994) พบว่า โมลิบดีนัม (Mo) และ เซเลเนียม (Se) มีผลกระทบต่อเอนไซม์ที่รับผิดชอบต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

2.5 แผ่นเยื่อสำหรับการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการแผ่นเยื่อสังเคราะห์ (Synthetic membrane process) เป็นกระบวนการที่ใช้แผ่นเยื่อในจุดประสงค์ต่างๆ เช่น เพื่อใช้แยกสาร เพื่อเพิ่มความเข้มข้นของสาร หรือทำให้สารมีความบริสุทธิ์ โดยหลักการที่สำคัญของกระบวนการ คือการใช้แรงขับดันทำให้สารละลายไหลผ่านแผ่นเยื่อกรอง จึงเกิดการแยกระหว่างสารที่ผ่านรูพรุนของแผ่นเยื่อได้กับสารที่ไม่สามารถผ่านได้ชนิดของแผ่นเยื่อสามารถจำแนกตามขนาดรูพรุน ดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.4 ชนิดของแผ่นเยื่อแยกตามขนาด (Droste, 1997)

Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ด้วยคุณสมบัติในการแยกสารของแผ่นเยื่อนี้ จึงถูกนำไปประยุกต์ใช้ในกระบวนการต่างๆรวมทั้งกระบวนการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากแผ่นเยื่อที่มีรูพรุนขนาดเล็กสามารถดักแบคทีเรียในระบบบำบัดไม่ให้ออกไปกับน้ำทิ้งได้ จึงเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด Brindle และ Stephenson (1995) สรุปการประยุกต์ใช้แผ่นเยื่อที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการบำบัดไว้ซึ่งได้แก่ ใช้แยกจุลชีพออกจากน้ำทิ้ง ใช้ในอุปกรณ์เติมออกซิเจน และใช้แยกสารอินทรีย์ในน้ำเสียออกจากน้ำเสียโดยตรง

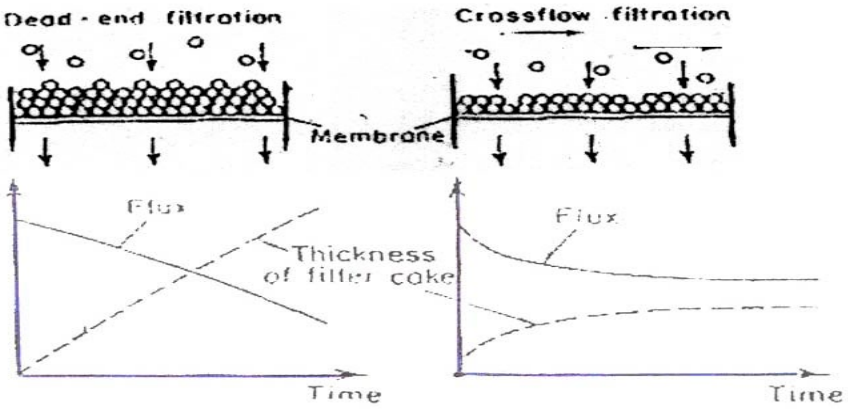
2.5.1 กระบวนการอัลตราฟิลเตรชั่น (Ultrafiltration Processes)

อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) เป็นกระบวนการที่ใช้เยื่อกรองขนาดรูพรุนขนาดเล็ก (Micro Porous) มีขนาดรูพรุนประมาณ 2-20 nm (20-200 A) แรงขับดันที่ใช้อยู่ระหว่าง 100-800 kPa หรือ 1-8 atm ใช้สำหรับแยกอนุภาคคอลลอยด์ แบคทีเรีย ไวรัส ออกจากน้ำและสารประกอบอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน ชนิดของเยื่อกรองที่ใช้กันโดยทั่วไป เช่น Cellulose acetate Polyacrylonitrile และ Polyester เป็นต้น การใช้งานเหมาะสำหรับการแยกหรือเพิ่มความเข้มข้นโปรตีน การกำจัดคอลลอยด์ การบำบัดน้ำทิ้ง ทำน้ำให้บริสุทธิ์ การทำน้ำผลไม้ให้ใสเป็นต้น

2.5.2 ระบบการกรองของเยื่อกรองเมมเบรน

การกรองแบบปิดตาย (Dead-end Filtration) เป็นการป้อนสารเข้าในทิศทางที่ตั้งฉากกับแผ่นกรองหรือเมมเบรน ตัวถูกละลายที่ไม่ผ่านเมมเบรนจะถูกสะสมบนผิวหน้าของเมมเบรนทั้งหมดมีเพียงส่วนของเพอมิเอท (Permeate)เท่านั้นที่ไหลออกจากระบบ การสะสมของตัวถูกละลายซึ่งจะเกิดเป็นชั้นเจลหรือเค้กที่หนาทำให้ความต้านทานการไหลของเพอมิเอทเพิ่มขึ้นซึ่งส่งผลให้อัตราการไหลของเพอมิเอทลดลงอย่างรวดเร็วและอาจทำให้ความสามารถในการเก็บกักสารเปลี่ยนแปลงการกรองแบบนี้มักใช้ในระดับการทดลอง สำหรับการกรองแบบไหลขวาง (Cross Flow Filtration) การกรองแบบนี้สารป้อนจะไหลในทิศที่ขนานกับแผ่นกรอง สารป้อนจะถูกแยกออกเป็น 2 เฟส ได้แก่ (1) เฟสที่ผ่านเมมเบรน คือ เพอมิเอท (Permeate) และ (2) เฟสที่ไม่ผ่านเมมเบรนคือ รีเทนเทท (Retentate) การกรองแบบไหลขวางจะสามารถลดการอุดตัน เนื่องจากอัตราการไหลเป็นแบบไหลเฉือนผิวหน้าเยื่อกรองและทำให้อนุภาคที่เกาะอยู่บางส่วนสามารถหลุดออกไปได้ (Smith et al., 2006) ดังรูปที่ 2.5 รูปแบบการไหลของสารป้อนเข้า

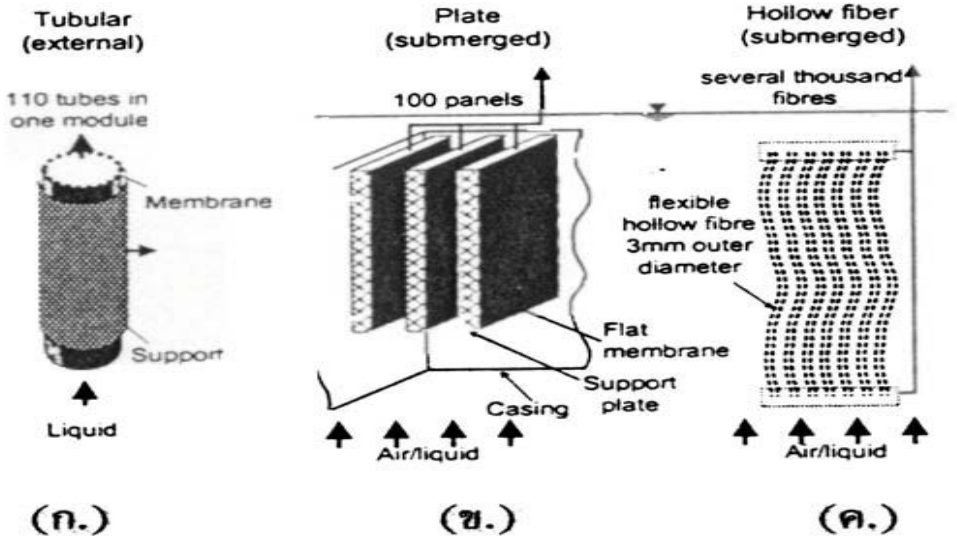
ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved



รูปที่ 2.5 การกรองแบบไหลผ่านแผ่นเยื่อ และแบบไหลขนานแผ่นเยื่อ

(Pliankarom, 1996)

แผ่นเยื่อที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียแบ่งตามลักษณะของแผ่นเยื่อได้ 3 ชนิดคือแบบเส้นใยกลวง(Hollow fiber) แบบแผ่น (Plate and frame)และแบบท่อ (Tubular)



รูปที่ 2.6 ชนิดของแผ่นเยื่อแยกตามลักษณะ

ก.) แบบท่อ ข.) แบบแผ่น ค.) แบบเส้นใยกลวง (Gunder และ Kruath, 1999)

2.5.3 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการผสมผสานกระบวนการพื้นฐาน 2 ขั้นตอนที่ได้ปรับเปลี่ยนมาจากระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์คือ อาศัยการทำงานร่วมกันของการบำบัดทางชีวภาพและการบำบัดทางกายภาพ (พรทิพย์ และ ศุภลักษณ์, 2552) ซึ่งเป็นการทำงานร่วมกันของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนกับเมมเบรน โดยสารแขวนลอยและสารอินทรีย์เล็กๆ ถูกย่อยสลายได้ด้วยจุลินทรีย์จะถูกแยกตัวออกจากน้ำจากการกรองด้วยเยื่อเมมเบรน (จันทร์ทรงกลด, 2550)

กระบวนการถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีลักษณะเฉพาะตัวซึ่งแตกต่างจากกระบวนการแอกติเวเต็ทสลัดจ์หลายประการตัวอย่างเช่น ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนช่วยเพิ่มความเข้มข้นของชีวมวลในระบบ ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารได้สูงและช่วยลดขนาดของถังเนื่องจากไม่ต้องใช้ถังตกตะกอน ทำให้อัตราการไหลของน้ำเข้าระบบไม่มีผลต่อการตกตะกอนเหมือนที่เกิดในแอกติเวเต็ทสลัดจ์ และนอกจากนี้ Hydraulic shock / Organic shock มีผลน้อยมากต่อการทำงานของระบบเนื่องด้วยคุณสมบัติเหล่านี้จึงทำให้กระบวนการถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้สูงกว่าระบบบาบัดน้ำเสียแบบเดิม (พรทิพย์ และ ศุภลักษณ์, 2552)

2.5.4 ลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ภายในถังปฏิกิริยาหรือถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน น้ำเสียจะถูกสูบจากถังพักน้ำเสียเข้าถังที่มีการติดตั้งชุดเมมเบรนและที่เติมอากาศเพื่อให้สัมผัสกับตะกอนจุลชีพภายในถัง จุลชีพจะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน แล้วทำการกรองน้ำสะอาดออกด้วยเมมเบรนที่บรรจุอยู่ภายในถัง น้ำที่ผ่านการกรองแล้วจะถูกดึงออกจากระบบ ส่วนตัวจุลชีพจะถูกดึงกลับไปที่เครื่องทำปฏิกิริยาทางชีวภาพและตะกอนของเสียที่เป็นส่วนเกินจะถูกสูบออกไป มวลจุลชีพจะถูกจำกัดอยู่ภายในระบบที่มีการจัดเตรียมทั้งเรื่องการควบคุมอายุของเชื้อจุลชีพที่อยู่ในถังปฏิกรณ์การทำความสะอาดเมมเบรนสามารถทำได้โดยอาศัยหลักการเติมอากาศจากหัวปั๊มอากาศ ซึ่งอากาศจะถูกปล่อยเข้าไปจากด้านล่างของชุดเมมเบรนเพื่อให้ฟองอากาศยกตัวสัมผัสกับสิ่งสกปรกที่เกาะติดผิวหน้าของเมมเบรนและกำจัดสิ่งอุดตันที่ผิวหน้าของเมมเบรนออก นอกจากนั้นรูปแบบการกรองน้ำโดยให้เกิดทิศทางการไหลแบบ Cross Flow ก็จะช่วยป้องกันสิ่งตกค้างของตะกอนที่จะอุดตันผิวหน้าของเมมเบรน การทำความสะอาดเมมเบรนสามารถล้างกับน้ำหรือล้างด้วยสารเคมีหรืออาจทำทั้งสองวิธี (Antony et al.)

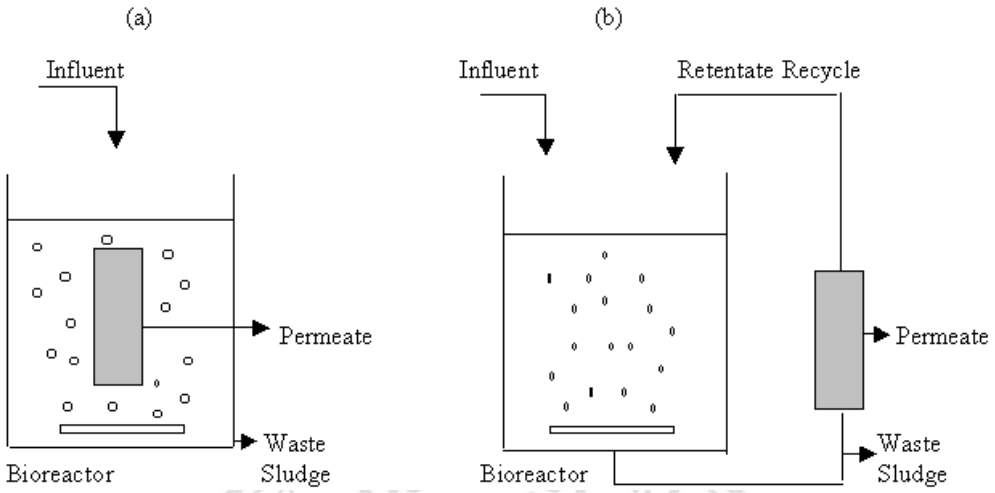
ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรน การใช้งานโดยทั่วไปมีอยู่ 2 รูปแบบ แบบแรกเมมเบรนจะถูกรวมไว้ในถังปฏิกรณ์ ส่วนอีกแบบหนึ่งเมมเบรนจะทำงานอยู่ภายนอกของถังปฏิกรณ์ชีวภาพซึ่งแสดงตามรูปที่ 4.6

1) Submersed/Immersed เป็นชนิดที่ตัวของเมมเบรนจุ่มอยู่ในน้ำเสียโดยไม่ต้องดึงน้ำออกมาบำบัดข้างนอก เมมเบรนชนิดนี้จะมีราคาแพงกว่า ขึ้นอยู่กับการเลือกใช้งาน ดังแสดงในรูปที่ 4.7 (ก) น้ำเข้าจะถูกสูบเข้าถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เพื่อสัมผัสกับมวลชีวภาพ และกรองด้วยเมมเบรน การทำความสะอาดสามารถทำได้โดยอากาศ อากาศจะถูกปล่อยเข้าไปจากทางด้านล่างของชุดเมมเบรน เพื่อกำจัดสิ่งอุดตันที่ผิวหน้าของเมมเบรนด้วยการยกตัวของฟองอากาศ (Airlift effect) การใช้งานแบบกรองขนานกับทิศทางการไหล (Cross flow) และฟองอากาศจะช่วยป้องกันสิ่งตกค้างของตะกอนที่จะอุดตันผิวหน้าของเมมเบรน และอากาศยังถูกใช้สำหรับการออกซิเดชั่นสสาร และการสันดาปภายในของจุลชีพ น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกจากถังด้วยการดูดผ่านเมมเบรน ซึ่งในปัจจุบันการใช้เมมเบรนทั้ง MF และ UF จะใช้รูปแบบนี้

2) Side Stream เป็นเมมเบรนชนิดที่อาศัยการดึงน้ำเสียออกมาบำบัดกับตัวเมมเบรนที่อยู่ข้างนอกดังแสดงในรูปที่ 4.7 (ข) น้ำเข้าจะไหลสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ซึ่งจะสัมผัสกับมวลชีวภาพ ของผสมนี้จะถูกสูบจากถังปฏิกรณ์ภายใต้แรงดันไปถูกกรองผ่านเมมเบรน น้ำส่วนที่ผ่านเมมเบรนจะไหลออกจากระบบ ในขณะที่มวลชีวภาพทั้งหมดจะถูกนำกลับไปสู่ถังปฏิกรณ์ ตะกอนส่วนเกินจะถูกสูบออกเพื่อควบคุมอายุตะกอนให้คงที่ และเมมเบรนจะถูกทำความสะอาดด้วยการล้างย้อนกลับ (Backwashing) ล้างด้วยสารเคมี หรือ ขัดด้วยฟองอากาศ (Antony et al.)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved



ที่มา :http://www.wioa.org.au/conference_papers/01/paper8.htm

รูปที่ 2.7 ประเภทของเมมเบรนที่มีการใช้งาน (ก) เมมเบรนชนิด Submersed/Immersed MBRและ(ข) เมมเบรนชนิด Side Stream MBR

2.5.5 ส่วนประกอบของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่นิยมใช้กันมากที่สุด คือ ชนิด Submersed/ImmersedMBR เนื่องมาจากใช้พลังงานต่ำที่สุด โดยมีส่วนประกอบหลักดังนี้

1) เมมเบรน

เมมเบรน คือแผ่นฟิล์มบางๆของสารอินทรีย์สังเคราะห์หรือสารอนินทรีย์ที่จะทำให้เกิดการแยกตัวอย่างละเอียดของอนุภาคในของไหลซึ่งของไหลในที่นี้คือก๊าซและของเหลว เมมเบรนมีได้หลายรูปร่างเช่น แผ่นเรียบ หลอดซึ่งมีหลายขนาดและ Hollow fiber ซึ่งที่เส้นผ่านศูนย์กลางภายในน้อยกว่าสิบเท่าของมิลลิเมตร โดยทั่วไปแล้วเมมเบรนที่ทำจากสารอนินทรีย์จะมีความต้านทานต่อความดันและสารเคมี โดยเฉพาะการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนแต่มีความยุ่งยากและราคาแพงกว่าเมมเบรนที่ทำจากสารอินทรีย์จะมีความยืดหยุ่นดีกว่าและสามารถใส่ไว้ในระบบที่มีเนื้อที่จำกัด ซึ่งจะได้พื้นที่ผิวต่อปริมาตรมาก (ชวลิต, 2548)

โดยทั่วไปแล้วพอลิเมอร์ส่วนใหญ่สามารถนำมาผลิตเป็นเมมเบรนได้ วัสดุที่จะนำมาใช้เป็นเมมเบรนส่วนมากจะเป็นวัสดุพวกพอลิเมอร์ที่ทนต่อแรงเชิงกลและสารเคมีที่ใช้ทำความสะอาดเป็นแบบชอบน้ำที่ทำให้เกิดการอุดตันต่ำและผลิตง่ายราคาถูก พอลิเมอร์ที่นามาทำเมมเบรน เช่น โพลิอีเทอร์ซัลโฟน (PES) โพลีไวนิลิดีนฟลูออไรด์ (PVDF) โพลิเอทิลีน (PE) (ธนิตพร, 2552) นอกจากนี้คุณสมบัติ

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ทางกายภาพมีความสำคัญเป็นอย่างมาก โดยจะพิจารณาถึงขนาดของรูพรุนของเมมเบรนทั้งนี้เพื่อเลือกใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนเหมาะสมกับผลิตภัณฑ์ต่างๆ (ฐปนีย์, 2548)

คุณสมบัติทางเคมีของเมมเบรนก็มีความสำคัญมากเช่นเดียวกับคุณสมบัติทางกายภาพ เมมเบรนที่ใช้จะต้องเป็นชนิดที่ชอบน้ำเพราะถ้าเป็นชนิดที่ไม่ชอบน้ำมักจะเกิดการสะสมของสารอินทรีย์ที่ผิวหน้าเมมเบรน โดยเมมเบรนอาจจะมีการเคลือบสารที่เป็นพลาสมาเพื่อให้เมมเบรนชอบน้ำมากยิ่งขึ้น(ฐปนีย์, 2548)

2) น้ำเสียและมวลสลัดจ์

ความเข้มข้นและชนิดของน้ำเสียจะมีผลน้อยต่อระบบเพราะการเกิดการอุดตันจะเกิดจากมวลสลัดจ์มากกว่าจากน้ำเสียโดยตรง และนอกจากนี้ยังมีผลของมวลจุลชีพ ซึ่งเป็นของแข็งแขวนลอยที่อยู่ในถังเติมอากาศซึ่งในที่นี้จะอยู่ในถังปฏิกรณ์เมมเบรนการเกิดเพิ่มขึ้นของมวลสลัดจ์ พบว่าทำให้เกิดการอุดตันเมมเบรนเพิ่มขึ้นจะสังเกตได้ว่าเกิดปัญหาจากสลัดจ์ ส่งผลเชิงลบต่อสมรรถนะการทำงานของเมมเบรน(ค่าความดันส่งผลเมมเบรนเพิ่มขึ้น และค่าฟลักซ์ลดลง)

นอกจากนี้ ความหนืดก็มีความสำคัญในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีมวลสลัดจ์ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ การเพิ่มความเข้มข้นของมวลสลัดจ์สัมพันธ์กับการเพิ่มขึ้นของความหนืดในระบบ ส่งผลเชิงลบต่อการเกิดฟาวลิ่งและประสิทธิภาพการถ่ายโอนออกซิเจนหรือค่าออกซิเจนละลาย (พรทิพย์และศุภลักษณ์, 2552)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2.6 การควบคุมระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

จะมีระบบ Aeration or Gas Scouring เป็นการเติมอากาศเพื่อป้อนออกซิเจนแก่จุลชีพ เพื่อกวนของเหลวและตะกอน และเพื่อทำความสะอาดเมมเบรนโดยทำให้เกิดแรงเฉือนทำให้ฟลักซ์สูงและมีการควบคุม Solid Retention time (SRT) เป็นเวลาของอายุสลัดจ์ให้อยู่ในระบบ โดยการเพิ่ม SRT จะเป็นการเพิ่ม MLSS และลดการเกิดสลัดจ์ที่ต้องดึงออก แต่จะทำให้เกิดปัญหาการอุดตันและทำให้เกิดการถ่ายเทออกซิเจนทำได้ไม่ดี

การควบคุมการเกิดการอุดตันสำหรับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนโดยก่อนการบำบัดควรใช้การบำบัดขั้นต้น (Feed Pretreatment) เช่น ใช้ตะแกรงดักจับ เพื่อไม่ให้เกิดปัญหาอุดตันที่ตัวเมมเบรน หรืออาจใช้การทำความสะอาดทางกายภาพ เช่น วิธีการล้างย้อนหรือใช้วิธีการคลายตัวร่วมด้วย หรืออาจจะมีการลดฟลักซ์ โดยอัตราการไหลและลักษณะการเคลื่อนที่ของสารป้อนภายในเมมเบรน มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของฟลักซ์และสามารถลดการเกิดการอุดตันหรือฟาวลิ่งได้ ทั้งนี้เนื่องจากการเคลื่อนที่แบบปั่นป่วน มีแรงเฉือนสูง ทำให้การแพร่กลับของอนุภาคที่ผิวหน้าเมมเบรนมีมากขึ้น การสะสมของอนุภาคจึงลดลง (ฐปนีย์, 2548) และเพิ่มอัตราการเติมอากาศ เพื่อให้ฟองอากาศกระจายฟองได้ดีขึ้นเพื่อช่วยลดการอุดตันทำให้ฟลักซ์สูงขึ้น นอกจากนี้อาจมีปรับสภาพของเหลวในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน โดยใช้วิธีการรวมตะกอน (coagulation/flocculation) โดยใช้สารพวก alum และ ferric chloride โดย ferric chloride จะมีประสิทธิภาพดีกว่าแต่ราคาแพงกว่าหรืออาจมีการเพิ่มสารพวกเหล็กให้แก่แบคทีเรียกลุ่มที่ย่อยซัลไฟด์ เคลือบเมมเบรนด้วยสารพวก ferric hydroxide เติมสารดูดซับ โดยเติมพวก PAC (powder activated carbon) เพื่อให้แบคทีเรียเกาะตัวและดูดซับสารอินทรีย์ไปในตัว พบว่า ช่วยลดการเกิดการอุดตันได้มาก นอกจากนั้นอาจใช้ zeolite และ cationic polymer ซึ่งพบว่ามีประสิทธิภาพสูงมาก (จันทร์ทรงกลด, 2550)

-วิธีควบคุมค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio method) ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีสมรรถภาพในการทำงานจะต้องมีปริมาณอาหารที่พอเหมาะ ซึ่งสามารถควบคุมได้โดยรักษาอัตราส่วนของน้ำหนักสารอินทรีย์ที่ส่งเข้ามาบำบัดต่อน้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งวัดในรูปของตะกอนแขวนลอย(MLSS)หรือตะกอนแขวนลอยระเหย(MLVSS)ให้มีค่าคงที่ตามที่ต้องการ และเรียกค่าที่ใช้ควบคุมนี้ว่า ค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (Food to Microorganism ratio,F/M) สามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

$$\text{อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์} = \frac{\text{น้ำหนักของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบต่อวัน}}{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ}}$$

$$= \frac{\text{น้ำหนักของบีโอดีที่เข้า (กิโลกรัมต่อวัน)}}{\text{น้ำหนักของMLSSในถังเติมอากาศ(กิโลกรัม)}}$$

$$= \frac{\text{อัตราการไหลของน้ำเสีย (ลบ.ม.ต่อวัน) xบีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)}}{\text{ปริมาตรถังเติมอากาศ(ลบ.ม) x MLVSS(มิลลิกรัมต่อลิตร)}}$$

ในการควบคุมการทำงานของระบบโดยใช้ค่า F/M จะเห็นว่าค่าอาหาร (F) หรือค่า BOD ในน้ำเข้านั้นเราไม่สามารถควบคุมได้น้อย ดังนั้นจึงต้องรักษาค่า F/M โดยการเปลี่ยนแปลงค่าน้ำหนักของจุลินทรีย์(M) ซึ่งวัดอยู่ในรูปของ MLSS หรือ MLVSS โดยการเพิ่มหรือลดการนำสลัดจ์ส่วนเกินไปทิ้ง เช่น ถ้า F/M มีค่าสูง แสดงว่า M มีค่าน้อย จะต้องลดการนำสลัดจ์จุลินทรีย์ไปทิ้งเพื่อให้ M มีค่าสูงขึ้น และในทางกลับกันถ้า F/M มีค่าต่ำ ก็จะต้องเพิ่มการนำสลัดจ์จุลินทรีย์ไปทิ้งเพื่อลดค่า M ให้ลดลง

-วิธีควบคุมค่าอายุสลัดจ์ อายุสลัดจ์ (Sludge Age) หมายถึงระยะเวลาเฉลี่ยที่สลัดจ์จุลินทรีย์หมุนเวียนอยู่ในระบบ (Mean cell residence time) เป็นค่าที่สำคัญในการออกแบบและควบคุมการทำงานของระบบ มีความสัมพันธ์โดยตรงกับค่าอัตราส่วนต่อจุลินทรีย์ (F/M) การควบคุมค่าอายุสลัดจ์ให้มีค่าคงที่จะทำให้อัตราส่วนต่อจุลินทรีย์หรือค่า Organic Loading มีค่าคงที่ตามไปด้วย ซึ่งค่าที่ควบคุมเหล่านี้จะเป็นตัวกำหนดคุณภาพของเสีย การควบคุมจะต้องหาค่าอายุสลัดจ์ที่เหมาะสมโดยหาความสัมพันธ์ระหว่างค่าอายุสลัดจ์กับคุณภาพของน้ำเสียเช่น บีโอดี ซีโอดี และตะกอนแขวนลอย แล้วเลือกค่าที่เห็นว่าดีที่สุด จากคำจำกัดความของอายุสลัดจ์สามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้

$$\text{อายุสลัดจ์} = \frac{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ}}{\text{น้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบต่อวัน}}$$

$$= \frac{\text{ปริมาตรถังเติมอากาศ (ลบ.ม.) x MLSS (กก./ล.)}}{\{\text{ปริมาณน้ำตะกอนที่ทิ้ง (ลบ.ม/วัน) x ความเข้มข้นของสารแขวนลอยที่ทิ้ง (กก./ล.)) +(อัตราการไหลของน้ำออก (ลบ.ม./วัน) x ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำออก (กก./ล.))}\}}$$

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

วิธีควบคุมการทำงานโดยใช้อายุสลัดจ์เป็นวิธีที่ดีที่สุด เพราะเป็นการควบคุมค่า Organic Loading ไปในตัว และสามารถคำนวณค่าของสลัดจ์ที่นำไปทิ้งได้อย่างถูกต้อง อีกทั้งวิธีการควบคุมก็ง่ายและไม่ต้องใช้การวิเคราะห์ที่ยุ่งยาก ตารางที่ 2.7 แสดงค่าอายุสลัดจ์ในช่วงการทำงานแบบต่างๆซึ่งหมายถึงการควบคุมค่าอายุสลัดจ์เป็นการควบคุมอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และเป็นการคัดเลือกชนิดของจุลินทรีย์ให้อยู่ในระบบด้วยเช่น หากลดอายุสลัดจ์ให้ต่ำกว่า 7-10วัน จะทำให้จุลินทรีย์ที่ทำให้เกิด Nitrification เจริญเติบโตไม่ทันและหลุดออกไปกับตะกอนส่วนเกินที่นำไปทิ้ง จนทำให้ไม่สามารถเกิด Nitrification ได้

ตารางที่ 2.7 อายุสลัดจ์ที่ช่วงเวลาการทำงานต่างๆ

Organic Loading	Sludge age, day
High rate	น้อยกว่า 3
Conventional rate	5-15
Low rate	มากกว่า 20

การควบคุมหรือเปลี่ยนแปลงค่าอายุสลัดจ์ ทำได้โดยการปรับอัตราการนำสลัดจ์จุลินทรีย์ส่วนเกินไปทิ้ง หากนำไปทิ้งมากค่าสลัดจ์ก็จะลดลง และหากนำไปทิ้งน้อยลงค่าอายุสลัดจ์ก็จะเพิ่มมากขึ้น ในการปรับค่าอายุสลัดจ์แต่ละครั้งจะต้องใช้เวลาประมาณ 1-3 เท่าของค่าอายุสลัดจ์ เพื่อให้ระบบปรับตัวให้อยู่ในสภาวะคงที่ และจะต้องติดตามคำนวณค่าน้ำหนักของ MLVSS ที่ใช้บำบัดน้ำเสียและปริมาณสลัดจ์จุลินทรีย์ที่ต้องนำไปทิ้งทุกวัน จนกว่าจะมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

2.6 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของเมมเบรน

2.6.1 การสะสมความเข้มสูง (Concentration Polarization)

การสะสมความเข้มข้นสูง คือ ปรากฏการณ์ที่เกิดการสะสมของสารอินทรีย์หรืออนุภาคต่างๆใกล้ผิวหน้าเมมเบรน จนความเข้มข้นสูงกว่าค่าเฉลี่ยของสารนั้นในน้ำหลายเท่า ทำให้ฟลักซ์ลดลง แก้ไขโดยแรงดันน้ำล้างย้อน การถอดล้างด้วยสารเคมี หรือการกรองขนานกับทิศทางการไหล (Cross Flow) มากพอที่ช่วยให้ ฟลักซ์คงตัวยาวนานขึ้น เป็นต้น (รัตนา, 2541)

2.6.2 อุณหภูมิ พีเอช และสารออกซิไดซ์

อุณหภูมิที่เพิ่มขึ้น 1 องศาเซลเซียส ฟลักซ์จะเพิ่มขึ้น 3 – 5 % แต่เมมเบรนอินทรีย์ มักสลายตัวโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ซึ่งเกิดช้าที่สุดที่อุณหภูมิต่ำกว่า 30 องศาเซลเซียส พีเอช 3 – 7 ทนทานต่อการต่อสารออกซิไดซ์ เช่น คลอรีนได้ดี ขณะที่เมมเบรนอนินทรีย์ไม่ทนต่อสารออกซิไดซ์มากนัก แต่ทนทานต่อพีเอช ในช่วงที่กว้างกว่า คือ 2 – 11 และอุณหภูมิทางานที่ขีดจากัดสูงกว่าคือ 45 องศาเซลเซียส (พรทิพย์ และศุภลักษณ์, 2552)

2.6.3 ความดัน

การเพิ่มแรงดันมากขึ้นจะทำให้ฟลักซ์ของเมมเบรน และคุณภาพน้ำที่ผลิตได้ดีขึ้น แต่ถ้าแรงดันเพิ่มขึ้นเกินขีดจำกัด (Critical Pressure) จะทำให้โครงสร้าง และอนุภาคสารต่างๆ

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ที่สะสมบริเวณผิวหน้าเมมเบรน อัดตัวแน่น จนทำให้ค่าฟลักซ์ลดลง และอาจทำลายโครงสร้างภายในของเมมเบรน จนไม่อาจคืนสภาพการกรองน้ำได้ดังเดิมอีก (ฐปนีย์, 2548)

2.6.4 ความสกปรกของเมมเบรน

เป็นผลมาจากการเกาะสะสมของสารอินทรีย์และอนุภาคสิ่งสกปรกต่างๆ ในรูช่องว่างของเมมเบรนทำให้อัตราการซึมผ่านลดลง ความดันใช้งานเพิ่มขึ้นและไม่สามารถคืนสภาพให้กลับเหมือนใหม่ได้ โดยการใช้แรงดันน้ำ หรือสารเคมีโดยมีปัจจัยต่างๆ ที่เกี่ยวข้องดังต่อไปนี้

- ลักษณะของน้ำดิบที่นำมากรองผ่านเมมเบรนน้ำที่นำมากรองด้วยเมมเบรนนั้น มักจะมีสารอินทรีย์เจือปนอยู่ไม่มากก็น้อยขึ้นอยู่กับว่าน้ำที่จะนำมากรองเป็นน้ำประเภทไหน สารอินทรีย์แต่ละประเภทมีผลต่อการเกิดความสกปรกต่างกันไปตามขนาดโครงสร้างของโมเลกุลและแรงกระทำระหว่างผิวเมมเบรนกับตัวมันเอง เมื่อสารอินทรีย์หลายชนิดรวมอยู่ในสารละลายเดียวกันหรือมีความเข้มข้นสูงจะก่อให้เกิดความสกปรกมากกว่าที่อยู่เป็นชนิดเดี่ยวๆหรือความเข้มข้นต่ำ ตามลำดับ
- วัสดุที่ใช้เมมเบรนรวมถึงขนาดและการกระจายของรูช่องว่างบนเมมเบรน มีผลต่ออัตราการเกิดความสกปรก เช่นกัน
- การปรับสภาพน้ำเบื้องต้น ได้แก่ การกำจัดอนุภาคแขวนลอยขนาดใหญ่ สารอินทรีย์ ปรับพีเอชและอุณหภูมิ และการกาจัดน้ำมัน ไขมัน เป็นต้น จะสามารถเพิ่มอัตราการซึมผ่านเมมเบรน และบรรเทาปัญหาความสกปรก ให้ระบบมีรอบระยะการทางานที่ยาวนานขึ้น (จันทร์ทรงกรด,2550)

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2.8 ข้อดีของกระบวนการเมมเบรนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

ข้อดีประการสำคัญที่สุดของระบบนี้คือ คุณภาพของน้ำที่ผ่านการบำบัดเนื่องด้วยระบบมีขีดความสามารถในการบำบัดแบบชีววิทยาและกำจัดเชื้อโรคในน้ำออกการแยกอย่างสมบูรณ์ระหว่างเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time : HRT) และ อายุสลัดจ์ (Solid Retention Time : SRT) นำไปสู่การควบคุมปฏิกิริยาทางชีวภาพอย่างเหมาะสมและคุ้มค่าที่สุดและมีเสถียรภาพสูงในการใช้งาน การควบคุมอายุสลัดจ์ได้อย่างสมบูรณ์เป็นจุดสำคัญที่จะสามารถเพิ่มปริมาณจุลชีพที่เจริญเติบโตช้า เช่น Nitrifying bacteria ความเข้มข้นของมวลชีวภาพที่สูงกว่าจะนำไปสู่ความสามารถของถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่มากกว่าระบบเอเอสทั่วไปที่ใช้การแยกสารด้วยแรงโน้มถ่วงเนื่องจากเหตุผล

นี้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจึงมีขนาดเล็กลงเมมเบรนสามารถรักษาสารที่ถูกละลายที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงไว้ได้ เป็นการเพิ่มการย่อยสลายทางชีวภาพในถังปฏิกรณ์ (ธนิตพร, 2552)

ข้อดีของเมมเบรนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมื่อเปรียบเทียบกับระบบตะกอนเร่งแบบดั้งเดิม สามารถแจกแจงได้ ดังต่อไปนี้ (จันทร์ทรงกลด, 2550)

-สามารถกำจัดสารแขวนลอยได้อย่างสมบูรณ์ และคุณภาพของน้ำที่ผ่านการบำบัดไม่ขึ้นกับเสถียรภาพของตะกอน

-แบคทีเรียและไวรัสจะถูกกำจัดได้ด้วยตัวของเมมเบรนเองโดยคุณสมบัติทางพลวัตของเมมเบรน (dynamic membrane)

-จุลชีพที่เจริญเติบโตช้าสามารถรักษาไว้ในถังปฏิกรณ์ด้วยอายุสลัดจ์ที่นาน

-จุลชีพที่สามารถย่อยสลายสารพิเศษ สามารถเจริญเติบโตและดำรงชีพอยู่ได้

-ปริมาณของ MLSS ที่มากกว่า ทำให้มีขีดความสามารถในการบำบัดสูง และเกิดสลัดจ์ส่วนเกินน้อย กว่า

จุดด้อยของกระบวนการระบบเอ็มบีอาร์ เป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการสูงกว่าระบบทั่วไป โดย พลังงานที่ใช้ส่วนใหญ่เกิดจาก

-พลังงานที่ใช้ในการสูบเพอมิเอตออกจากระบบ

-พลังงานที่ใช้ในการเติมอากาศ

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

ชวลิต (2546) รายงานการใช้พลังงานของระบบเอ็มบีอาร์ที่ใช้บำบัดน้ำเสียจากสำนักงานขนาดใหญ่เพื่อนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ว่าต้องใช้พลังงาน 3.0-5.5 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลบ.ม. และเปรียบเทียบการใช้พลังงานของระบบเอ็มบีอาร์โดยใช้แผ่นเยื่อชนิดต่างๆพบว่า เมื่อความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยของระบบเพิ่มมากขึ้นจะทำให้พลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในการบำบัดก็สูงขึ้นด้วย โดยเมื่อความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยน้อยกว่า 15,000 มก./ล. พลังงานที่ต้องใช้สำหรับแผ่นเยื่อแบบท่อเท่ากับ 2.5-3.5 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลบ.ม. และเท่ากับ 1.0-2.0 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลบ.ม. สำหรับแผ่นเยื่อแบบเส้นใยกลวงและแบบแผ่น และเมื่อความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเป็น 25,000 มก./ล. จะต้องใช้พลังงานถึง 3.0 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลบ.

ม.สาหรับแผ่นเยื่อแบบเส้นใยกลวงและแบบแผ่น (พลังงานที่ใช้คิดเฉพาะที่ใช้ในการกรองและการเติมอากาศ)

2.9 ตัวแปรควบคุม

สิ่งที่ควรคำนึงถึงในกระบวนการเมมเบรนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ คือ

-ของเหลวที่ถูกแยก เนื่องจากเป็นระบบผสมที่ประกอบด้วยจุลชีพ สารอินทรีย์ที่มี น้ำหนักโมเลกุลหลากหลาย และสารอนินทรีย์

-คุณลักษณะของของผสมจะเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา เนื่องจากกิจกรรมการบริโภค ของจุลชีพ

-น้ำส่วนที่ผ่านเมมเบรนควรมีคุณภาพ เนื่องจากน้ำจะถูกกรองผ่านเมมเบรนดังนั้นตัวเมมเบรนจึงเป็นการบำบัดน้ำไปด้วย

ตัวแปรควบคุมของกระบวนการเมมเบรนคือ สภาวะในการใช้งาน(เช่น แรงดันในการ กรอง) ความเร็วไหลผ่าน (cross-flow velocity) และสภาวะการบำบัดทางชีวภาพ (เช่น ความ เข้มข้นของจุลชีพ) ลักษณะของส่วนผสมที่อยู่ในน้ำเสียโดยเฉพาะความเข้มข้นของจุลชีพที่ละลาย น้ำซึ่งจับตัวเป็นชั้นเคลือบผิวหน้าของเมมเบรน

ความดันแบบ Transmembrane pressure เป็นแรงผลักดันของกระบวนการกรองดังสมการสามารถใช้ในการทำนายการไหลที่เป็นสัดส่วนกับความต้านทาน สำหรับระบบไฮดรอลิกเมมเบรนฟลักซ์แสดงถึงปริมาณของวัสดุที่ผ่านพื้นที่หน่วยของเมมเบรนต่อหน่วยเวลาและสามารถวิเคราะห์แรงขับดันที่ผิวหน้าเมมเบรนและความต้านทานต่อการไหลของเมมเบรน

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(R_{m+}R_f+R_c)} \quad (4.10)$$

เมื่อ J : ฟลักซ์ของเพอมิเอท ($L/m^2.H$)

ΔP : ความแตกต่างของความดัน (kPa)

μ : ความหนืดของเพอมิเอท (Pa.s);เมื่อ $Pa = N/m^2$

Rm : ความต้านทานของเมมเบรน

Rc : ความต้านทานของการเกิดฟาวลิ่งจากการเกิดชั้นเค้ก (reversible fouling)

Rf : ความต้านทานของการเกิดฟาวลิ่งในกรณีที่สารละลายถูกดูดซับเข้าไปในรูพรุนของเมมเบรน (irreversible fouling)

สมการนี้จะแสดงให้เห็นว่าความแตกต่างของตัวแปรนั้นมีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพในการกรอง ความต้านทานเชิงชลศาสตร์ (hydraulic resistance : Rm) เป็นลักษณะของเมมเบรน ซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะเฉพาะของเมมเบรนแต่ละแผ่น ความต้านทานด้วยการอุดตันถาวร (Irreversible fouling resistance : Rf) ซึ่งเป็นผลมาจากความต้านทานที่เพิ่มในการกรองและสามารถเกิดได้จากหลายสาเหตุสัมพันธ์กับความพรุนของเมมเบรนความต้านทาน Rc มาจากการจับตัวเป็นก้อนบนผิวเมมเบรน เป็นผลมาจากความสัมพันธ์ของความเข้มข้นและสิ่งตกค้างของสารแขวนลอย และสภาวะทางชลศาสตร์ (จันทร์ทรงกลด, 2552;พรทิพย์และศุภลักษณ์, 2552)

2.10 สมการการเจริญเติบโตของจุลชีพในระบบ

ปริมาณของสลัดจ์ที่เพิ่มมากขึ้นเป็นตัวบ่งชี้ว่าในระบบมีการเจริญเติบโตของจุลชีพ ซึ่งสามารถแสดงได้ในรูปของสมการทางคณิตศาสตร์(Metcalf and Eddy,1991) คือ

$$\mu = \frac{\mu_m s}{K_s + s} \tag{4.11}$$

เมื่อ

μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลชีพ (มิลลิกรัมต่อมิลลิกรัม.วัน)

μ_m = อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลชีพ (มิลลิกรัมต่อมิลลิกรัม.วัน)

s = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ในระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

K_s = ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในระบบ ณ จุด 0.5 ไมโครเมตร (มิลลิกรัมต่อลิตร)

ค่าอายุสลัดจ์ (Mean Cell Residence Time หรือ Slugde Age, θ_x)เป็นระยะเวลาที่น้ำสลัดจ์อยู่ในระบบแต่จะอยู่นานเท่าใดขึ้นอยู่กับการถ่ายสลัดจ์ทิ้งออกจากระบบ สมการหาค่า θ_x จากการถ่ายทิ้งสลัดจ์ออกจากถังเติมอากาศในระบบตะกอนเร่งแสดงได้ดังนี้

$$\theta_x = \frac{VX}{X_w Q_w + (Q - Q_w) X_e} \tag{4.12}$$

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

เมื่อ

θ_X = อายุสลัดจ์ (วัน)

x = ความเข้มข้นของน้ำสลัดจ์ที่ต้องการควบคุมในระบบ มักจะใช้ค่า (MLVSS) (มิลลิกรัมต่อลิตรเอ็มแอลเอสเอส)

X_w = ความเข้มข้นของน้ำสลัดจ์ที่มีในระบบ (มิลลักรัมต่อลิตรเอ็มแอลเอสเอส)

v = ปริมาตรถังเติมอากาศ (ลูกบาศก์เมตร)

Q_w = ปริมาณน้ำสลัดจ์ที่ต้องการถ่ายทิ้ง (ลูกบาศก์เมตรต่อวัน)

Q = อัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย (ลูกบาศก์เมตรต่อวัน)

X_e = ความเข้มข้นของน้ำสลัดจ์ที่หลุดลอยไปกับน้ำทิ้งที่ไหลออกจากถังตกตะกอนที่สอง (มิลลิกรัมต่อลิตรทีเอสเอส)

สำหรับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแล้ว $X_e = 0$ และถ้า $X_w = X$ จะสามารถหาปริมาณน้ำสลัดจ์ที่ต้องการถ่ายทิ้งได้ดังสมการคือ

$$Q_w = \frac{V}{\theta_x} \tag{4.13}$$

ในการเลือกค่าอายุสลัดจ์ขึ้นอยู่กับการย่อยสลายสารอินทรีย์ของน้ำเสียนั้นๆด้วย จากความสัมพันธ์ระหว่างจำนวนจุลชีพกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะได้สมการดังนี้

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1+k_e\theta_x} + \frac{f_d k_e Y \theta_x}{1+k_e\theta_x} \tag{4.14}$$

เมื่อ

Y_{obs} = Observed Yield

Y = มวลของเซลล์ที่สร้างขึ้น/มวลสารอาหารที่ถูกกิน (กรัมวีเอสเอสต่อกรัมบีโอดี)

k_e = Death rate constant = 0.040-0.075 วัน$^{-1}$ สำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป และ 0.050-0.32 วัน$^{-1}$ สำหรับระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนทั่วไป

θ_x = อายุสลัดจ์ (วัน$^{-1}$)

f_d = สัดส่วนของจุลชีพที่เป็นพวกเศษเซลล์ = 0.1-0.15 กรัมวีเอสเอส/กรัมซับสเตรด

ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสามารถควบคุมค่าอายุสลัดจ์จนทำให้ค่า Yield ต่ำจนไม่จำเป็นต้องดึงสลัดจ์ออก

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

2.11 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Shane et al.(2006) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยการใช้แบบจำลองถังปฏิกรณ์ชีวภาพแอโรบิกเมมเบรนแบบจมตัวที่มีเมมเบรน Ultrafiltration ขนาดรูพรุน 0.035 ไมครอน และมีค่าฟลักซ์ของเมมเบรนคงที่คือ 30 ลิตรต่อตารางเมตรต่อชั่วโมง โดยมีการควบคุมอายุของสลัดจ์ (SRT) ที่ต่างๆกัน คือ 10, 5, 3, และ 2 วัน และมีค่าอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์หรือ F/M อยู่ที่ 0.34, 0.55, 0.73, 0.84 และ 1.41 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวันตามลำดับ จากผลการทดลองพบว่าระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้อย่างมีประสิทธิภาพ (ซีโอดีเข้า 345 มิลลิกรัมต่อลิตร, ซีโอดีออก 23-24 มิลลิกรัมต่อลิตร) วัดระดับค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดได้ตามมาตราฐาน (น้อยกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร) และพบว่าอัตราการเกิดฟาวลิ่ง (Fouling) ของเมมเบรนจะเพิ่มสูงขึ้นตามค่า F/M ที่เพิ่มขึ้น ที่สภาวะคงตัวของระบบฟาวลิ่งจะเพิ่มสูงขึ้นถึง 20 เท่า ของค่าเริ่มต้นและเพิ่มขึ้นเป็นสี่เท่าของค่าอัตราส่วน F/M อัตราการเกิดฟาวลิ่งที่เพิ่มสูงขึ้นมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากเชื้อจุลินทรีย์ หรือ Soluble Microbial Products (SMP) ที่ละลายน้ำได้ และมีผลต่อการกำจัดซีโอดีละลายของระบบ เนื่องจากเมมเบรนไม่สามารถกรองซีโอดีที่ละลายน้ำได้

นครินทร์.(2015) ได้มีการศึกษาผลของการควบคุมอายุสลัดจ์ที่มีต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียน้ำที่อายุสลัดจ์แตกต่างกันคือ 5 วัน, 10 วัน และที่ระยะอนันต์ (ไม่มีการถ่ายเทสลัดจ์ออก) และกำหนดให้ค่าการเก็บกักน้ำ 10 ชั่วโมง ทั้งนี้ได้แบ่งการทดลองออกเป็น 3 การทดลองย่อย ที่ระยะเวลาการเติมอากาศที่แตกต่างกันคือ 24, 12 และ 6 ชั่วโมง บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซีโอดีประมาณ 3000-4000 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าสีประมาณ 200-400 เอสยู จากผลการทดลองพบว่ายิ่งมีการควบคุมค่าอายุสลัดจ์ให้ยาวนานและมีการเติมอากาศให้แก่ระบบมากเท่าใด ระบบก็จะยิ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูง แต่ก็ทำให้ระยะเวลาในการใช้งานเมมเบรนสั้นลง เนื่องจากมีการสะสมของปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบสูง ซึ่งทำให้เมมเบรนเกิดการอุดตันได้อย่างรวดเร็ว

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved

Ueda และ Hata.(1999) ทดลองใช้ระบบเอ็มบีอาร์บำบัดน้ำเสียชุมชน โดยระบบที่ใช้มีถังบำบัด 2 ถังต่ออนุกรมกัน มีถังไร้ออกซิเจนนำหน้าถังเติมออกซิเจน ทั้งสองถังมีขนาดเท่ากันเท่ากับ 1.56 ลบ.ม. คิดเป็นเวลากัก 13.4 ชั่วโมงโดยมีการหมุนเวียนสลัดจ์จากถังเติมออกซิเจนไปยังถังไร้ออกซิเจนด้วยอัตราการไหล 4 เท่าของน้ำเสียเข้าระบบ มีอัตราการไหลของน้ำเข้า 6.0 ลบ.ม./วัน ดังรูปที่ 2.8 แผ่นเยื่อที่ใช้มีขนาดรูพรุน 0.4 ไมโครเมตร ความดันผ่านแผ่นเยื่อใช้ความสูงของน้ำเหนือท่อน้ำออก 1.69 เมตร มีการควบคุมอายุสลัดจ์ไว้ที่ 72 วัน เมื่อดำเนินการประมาณ 1 ปี มีความเข้มข้นเอ็มแอลเอสเอสในถังเติมออกซิเจน 12,930 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดี 99% ประสิทธิภาพในการกำจัดที

โอซี 93%ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย 100% ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 79% ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด 74% และกำจัดโคลิฟอร์มแบคทีเรียได้ 6 ล็อค

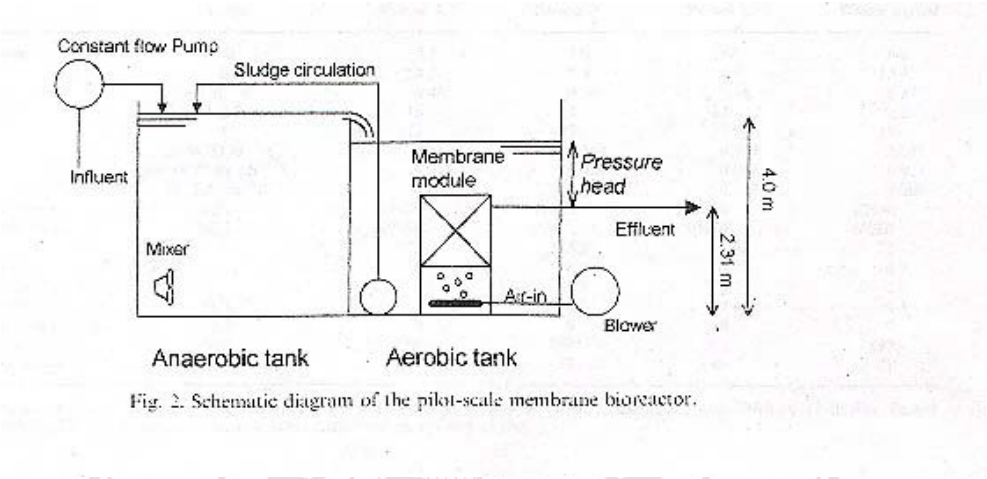
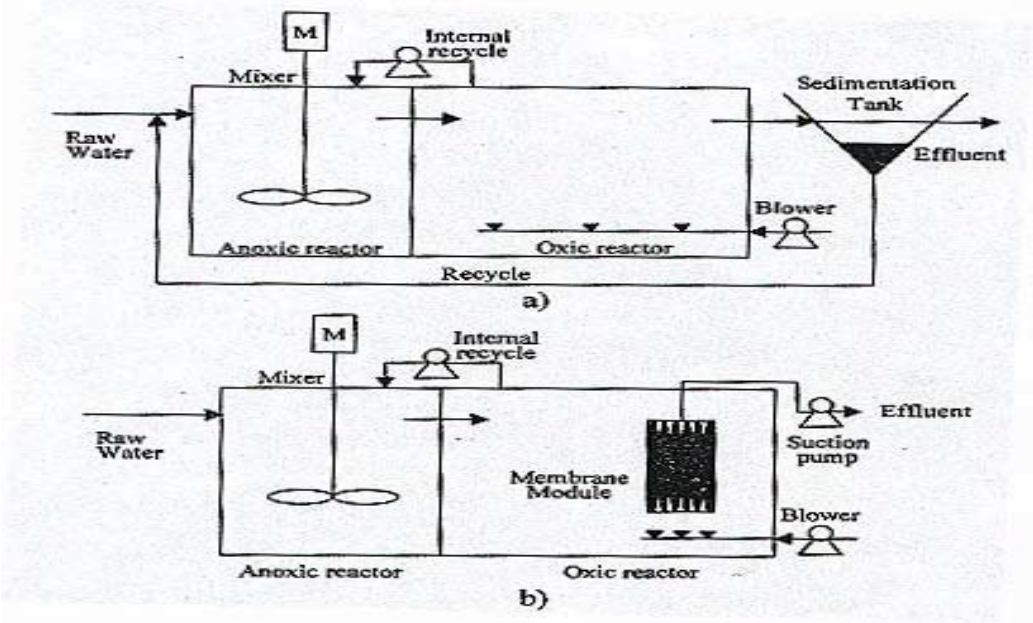


Fig. 2. Schematic diagram of the pilot-scale membrane bioreactor.

รูปที่ 2.8 การทดลองของ Ueda และ Hata.,(1999)

Yoon et al.(2000) เปรียบเทียบระบบแอนนอกซิก-ออกซิกที่ใช้ถังตกตะกอนปกติกับที่ใช้แผ่นเยื่อแทนถังตกตะกอน ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ดังรูปที่ 2.9 สภาวะการเดินระบบในการทดลองแสดงไว้ในตารางที่ 2.8 แผ่นเยื่อที่ใช้มีขนาดรูพรุน 0.1 ไมโครเมตร ระยะเวลาสูบและหยุดสูบสลับกันทุก 2 นาที ค่าเอ็มแอลเอสเอสของสองระบบแตกต่างกันอย่างชัดเจน โดยค่าเอ็มแอลเอสเอสของระบบที่ใช้ถังตกตะกอนมีค่า 2,500 – 5,000 มก./ล. ส่วนระบบที่ใช้แผ่นเยื่อแทนถังตกตะกอนมีค่า 10,000 – 15,000 มก./ล.พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีสูงกว่า 98% และ 80 – 90% สำหรับระบบที่ใช้แผ่นเยื่อและระบบปกติตามลำดับ การกำจัดไนโตรเจนของระบบที่ใช้แผ่นเยื่อสูงกว่าระบบปกติเล็กน้อย และการกำจัดฟอสฟอรัสของทั้งสองระบบไม่แตกต่างกันนัก เนื่องจากมีการทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินเพียงเล็กน้อย

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved



รูปที่ 2.9 การทดลองของ Yoon และคณะ (Yoon et al., 2000)

ตารางที่ 2.8 สภาวะการเดินระบบในการทดลองของ Yoon et al., (2000)

Group	Device number	Hydraulic retention time (HRT, hr) Anoxic	Oxic	Internal recycle ratio	Etc.
		6	10	200%	Conventional A/O system
	2	6	6		
	3	6	10	300%	A/O type MBR
	4	6	10		
		6	10		
II			6	200%	Conventional A/O system
	?		6	200%	A/O type MBR
	3	4	4		
			5		
	5	3	5	100%	

Xianghua et al.(2004) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาล Haidian โดยใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนชนิดเส้นใยกลวงขนาด 0.4 ไมโครเมตร HRT 7.2 ชั่วโมงจุ่มในน้ำเสียปริมาตร 6 ลูกบาศก์เมตรที่มีค่าซีโอดีน้ำเสียก่อนเข้าระบบ 48-277.5 มิลลิกรัมต่อลิตร บีโอดี 20-55 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียมไนโตรเจน 10.1-23.7 มิลลิกรัมต่อลิตรความขุ่น 6.1-27.9 มิลลิกรัมต่อลิตร Escherichia coli มากกว่า 1600 เอ็มพีเอ็นต่อ 100 มิลลิลิตร น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วสามารถกำจัดค่าซีโอดี แอมโมเนียมไนโตรเจน และความขุ่นได้ 80 93 และ 83% ตามลำดับ โดยเฉลี่ยคุณภาพของน้ำเสียที่

ผ่านการบำบัดแล้วจะมีค่าซีโอดีน้อยกว่า 25 มิลลิกรัมต่อลิตรแอมโมเนียมไนโตรเจนน้อยกว่า 1.5 มิลลิกรัมต่อลิตร และความขุ่นน้อยกว่า 3 เอ็นทียู สามารถกาจัด Escherichia coli ได้มากกว่า 98% น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไม่มีสี ไม่มีกลิ่น ความดันที่ให้จะเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ ตลอดเวลา 6 เดือน เนื่องมาจากระบบเมมเบรนไม่ได้มีการทำความสะอาดและไม่มีการถ่ายเทสลัดจ์ออก ตลอดระยะเวลาการดำเนินงานในช่วง 6 เดือน

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved