



การศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล
โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว กรณีศึกษา
การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์
อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา

**Study the Efficiency and Performance of Hospital Wastewater Treatment
with a Submerged Membrane Bioreactor (SMBR) : A Case Study of
Songklanagarind Hospital Wastewater Treatment**

อุมพร ปรีชา
Umaporn Preecha

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of
Master of Science in Environmental Management
Prince of Songkla University**

2552

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

๒

เลขหมู่	TD 756 074 2552 ๑๐.1
Bib Key	312371
	23 S.A 2552

(1)

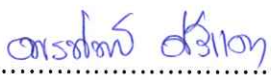
ชื่อวิทยานิพนธ์ การศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล
 โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว กรณีศึกษา การบำบัด
 น้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา

ผู้เขียน นางสาวอุมาพร ปรีชา

สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

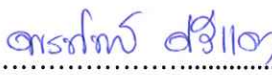

.....
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พรทิพย์ ศรีแดง)


.....ประธานกรรมการ
(ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม


.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี)


.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.พิกุล วณิชาริชาติ)


.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พรทิพย์ ศรีแดง)


.....
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวักิดการ)


.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.พิกุล วณิชาริชาติ)


.....
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวักิดการ)


.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวักิดการ)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้นำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็น
ส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการ
สิ่งแวดล้อม


.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์	การศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว กรณีศึกษา การบำบัด น้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา
ผู้เขียน	นางสาวอุมาพร ปรีชา
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2552

บทคัดย่อ

โรงพยาบาลก็เป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียชุมชนประเภทหนึ่งที่มีลักษณะของน้ำเสียแตกต่างจากน้ำเสียชุมชนทั่วไป ในเรื่องของการปนเปื้อนสารเคมี น้ำยาฆ่าเชื้อโรค และเป็นแหล่งรวมของเชื้อโรคและจุลินทรีย์ก่อโรคต่างๆ การดำเนินการวิจัยครั้งนี้เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลโดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว กรณีศึกษา การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา พร้อมทั้งเสนอแนวทางการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล โดยศึกษาการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวแบบต่อเนื่อง ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีปริมาตร 20 ลิตร เดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 0.416 วัน และ 0.208 วัน โดยอัตราส่วนอาหารต่อตะกอนจุลินทรีย์ 0.18 ต่อวัน และ 0.29 ต่อวัน โดยประเมินสมรรถนะของระบบและระดับฟาวลิงที่เกิดขึ้น ด้วยการวัดค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน ตลอดจนการเดินระบบ

ผลการศึกษาพบว่า ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสามารถกำจัดซีโอดีของทั้ง 2 ชุดการทดลองได้เฉลี่ยร้อยละ 90.64 และ ร้อยละ 92.19 ตามลำดับ และมีค่าความขุ่นต่ำกว่า 3 NTU รวมทั้งสามารถกำจัด E.coli ได้มากกว่า ร้อยละ 99 ประสิทธิภาพการบำบัดในรูปแบบ ทีเคเอ็นและแอม โมเนีย ทั้ง 2 ชุดการทดลอง มีค่าเฉลี่ยมากกว่า ร้อยละ 80 ทั้งนี้อัตราเร็วการเกิดฟาวลิงเฉลี่ยอยู่ที่ 0.30 mbar/d สำหรับการเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² และที่ค่าฟลักซ์ ที่ 20 l/h/m² มีอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิงที่ 0.32 mbar/d โดยเมื่อฟื้นฟูสภาพด้วยวิธีการทางเคมี พบว่า สามารถฟื้นฟูสภาพเมมเบรนได้ร้อยละ 96 โดยลักษณะเฉพาะของจุลินทรีย์ที่พบในระบบ ที่บ่งบอกว่าเป็นสัดตั้งคุณภาพดี และระบบมีเสถียรภาพ นอกจากนี้คุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับมาตรฐาน

คุณภาพน้ำเพื่อการหมุนเวียนใช้ใหม่ขององค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US EPA) พบว่า น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วนี้จึงสามารถนำกลับมาใช้ในโรงพยาบาล เช่น การรดน้ำต้นไม้และล้างพื้น เป็นต้น

Thesis Title Study the Efficiency and Performance of hospital wastewater treatment with a submerged membrane bioreactor (SMBR): A Case Study of Songklanagarind Hospital Wastewater Treatment

Author Miss Umaporn Preecha

Major Program Environmental Management

Academic Year 2009

ABSTRACT

The Hospitals are the point source of infectious domestic wastewater which is different from domestic wastewater due to the contamination of hazard chemicals, hormones and infected microorganism from patients. The objective of this research was to study the efficiency and performance of hospital wastewater treatment by a submerged membrane bioreactor (SMBR): A Case Study of Songklanagarind Hospital Wastewater Treatment. The alternative guideline of using permeate was also proposed for reuse and recycling in several activities in Hospital. The experimental set-up was conducted in lab – scale MBR working in the continuous mode at the permeate flux of 10 and 20 l/h/m². The volume of MBR was about 20 liter with the hydraulic retention time 0.416 day and 0.208 day. The F/M ratio was 0.18 and 0.29 d⁻¹ for each permeate flux tested. The performance and fouling of membrane were evaluated by monitoring the variation of TMP during filtration runs.

The result showed a good efficiency of COD removal rate of 93 and 92 % and the turbidity in permeate was lower than 3 NTU. The removal rate of Escherichia coli were over 90%. The overall removal rate of TKN and NH₃—N of MBR was observed and it was over 80 % in the two conditions tested. Fouling rate was an average of 0.30 mbar/day for the permeation of flux at 10 l/h/m² and 0.32 mbar/day when operated at 20 l/h/m². The chemical regeneration of membrane could effective with a recovery rate of 96%. The characteristics of sludge in SMBR showed healthy floc formations with a good stability system.

In addition, the quality of permeate comparing with the reuse water standard of WHO US EPA can meet, the permeate in this study can use as recycling water for activities in hospital such as water tree pouring and wash the ground for example.

กิตติกรรมประกาศ

ความสำเร็จโดยสมบูรณ์ของวิทยานิพนธ์ฉบับนี้มีอาจเกิดขึ้นได้ หากปราศจากความกรุณาจากบุคคลและหน่วยงานต่างๆ ซึ่งผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผศ. ดร.พรทิพย์ ศรีแดง ประธานกรรมการที่ปรึกษาและรศ.ดร.พิกุล วณิชภิกษาคติ ผศ. ดร. พนาลี ชีวภิกษาคกร กรรมการที่ปรึกษาร่วมที่เสียสละเวลาให้คำปรึกษา คำแนะนำให้ความเอาใจใส่ ตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ ตลอดจนข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์แก่ผู้วิจัยด้วยดีเสมอมา

ขอขอบพระคุณบริษัท เฟลท์เท็กซ์ จำกัด ตำบลกำแพงเพชร อำเภอรัตนภูมิ จังหวัดสงขลา ที่กรุณาอนุเคราะห์จุดินทรีย์ที่ใช้ในระบบบำบัด ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ เจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการเคมี ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ ที่ให้ความช่วยเหลือด้านการใช้เครื่องมือในห้องปฏิบัติการ

ขอขอบคุณ เจ้าหน้าที่ระบบงานคอมพิวเตอร์ ที่ให้คำแนะนำและช่วยเหลือในเรื่องคอมพิวเตอร์ตลอดมา ขอขอบคุณนักวิทยาศาสตร์ ศูนย์ปฏิบัติการด้านสิ่งแวดล้อม ที่ให้ความช่วยเหลือด้านการใช้เครื่องมือในห้องปฏิบัติการ และให้คำแนะนำในการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ รวมทั้งเจ้าหน้าที่คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่กรุณาอำนวยความสะดวกและช่วยเหลือในด้านต่างๆ ด้วยดีเสมอมา

ขอขอบคุณ คุณศันสนีย์ วงศ์ชนะ คุณธัญลักษณ์ หลีกแหลม คุณประติษฐ์ ทวาดิตรี คุณองค์พัฒน์ วรรณกลัด คุณศรีสุรัตน์ เหลืองอักษร คุณนงนภัส สันตกิจ คุณสุภลักษณ์ อรรถนพ คุณจันทร์ทรงกลด ช่างม่าน ตลอดจนเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ไม่ได้กล่าวนามมา ณ โอกาสนี้ ที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนและให้กำลังใจตลอดมา

สำหรับการศึกษาในระดับปริญญาโทและการจัดทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ สำเร็จได้ด้วยแรงสนับสนุน แรงบันดาลใจและคอยให้กำลังใจในการต่อสู้กับปัญหาและอุปสรรคต่างๆ จากสมาชิกทุกๆ คนในครอบครัว “ปรีชา และ ชี้อตรง” ที่ได้มอบให้แก่ผู้วิจัย ซึ่งผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณมา ณ โอกาสนี้

อุมาพร ปรีชา

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(10)
รายการภาพประกอบ	(12)
บทที่	
1. บทนำ	1
1.1 บทนำ	1
1.2 การตรวจเอกสาร	3
1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	37
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	37
2. วิธีดำเนินการวิจัย	38
2.1 วิธีการดำเนินการวิจัย	38
2.2 วัสดุและอุปกรณ์	44
3. ผลและวิจารณ์ผลการวิจัย	48
3.1 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	48
3.2 ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ก่อนเดินระบบ	50
3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว	51
3.4 สมรรถนะการทำงานของระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว	61
3.5 ลักษณะเฉพาะของมวลสลัดจ์ และกลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน	65
3.6 แนวทางการนำน้ำหลังผ่านการบำบัดมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล	71
3.7 ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน	75
4. บทสรุปและข้อเสนอแนะ	80
4.1 บทสรุป	80
4.2 ข้อเสนอแนะ	82
	(8)

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บรรณานุกรม	84
ภาคผนวก	94
ประวัติผู้เขียน	98

รายการตาราง

ตาราง	หน้า
1-1	4
1-2	7
1-3	11
1-4	16
1-5	19
1-6	19
1-7	23
1-8	24
1-9	26
1-10	28
1-11	29
1-12	32
1-13	33
1-14	33
2-1	40
2-2	40
2-3	41
2-4	42
3-1	49

รายการตาราง (ต่อ)

ตาราง	หน้า
3-2 ประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์	54
3-3 ค่าเฉลี่ย และช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคที่กระจายตัวแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่เดินระบบด้วยค่าฟลักซ์ที่ต่างกัน	68
3-4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เปรียบเทียบกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว	71
3-5 แสดงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	73
3-6 คุณลักษณะคุณภาพน้ำทิ้งเพื่อการระบุใช้ในกิจกรรมต่างๆของยูเอส อีพีเอ (US EPA)	74
3-7 ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	75

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบ	หน้า
1-1 ผลการตรวจคุณภาพแหล่งน้ำผิวดิน พ.ศ. 2548	3
1-2 ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch - OD)	12
1-3 ระบบถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)	13
1-4 ระบบบ่อดึง (Oxidation Pond)	14
1-5 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์	16
1-6 หลักการทำงานของเทคโนโลยีการแยกด้วยเมมเบรน	18
1-7 ช่วงการกรองขนาดอนุภาคของเมมเบรนในระดับชั้นต่างๆ	18
1-8 แนวโน้มการเพิ่มขึ้นของการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ สำหรับการบำบัดน้ำเสียในโรงงานอุตสาหกรรมและชุมชน ในทวีปยุโรป	20
1-9 รูปแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Sidestream และ Submerged MBR)	22
1-10 ลักษณะการเกิดฟาวลิง (Fouling) 3 แบบ	30
2-1 แบบจำลองระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน	45
3-1 ผลทดสอบค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของชุดเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane)	51
3-2 สภาวะแวดล้อมภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว	52
3-3 ความเข้มข้นของซีโอไลต์ทั้งหมด น้ำเพอมีเอท และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอไลต์ทั้งหมดในค่าฟลักซ์ ที่ 10 และ 20 l/h/m ²	55
3-4 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอไลต์ละลายน้ำ โดยจุลินทรีย์และประสิทธิภาพการกักกันของเมมเบรน ในค่าฟลักซ์ ที่ 10 และ 20 l/h/m ²	57
3-5 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็นและแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียก่อนบำบัดและน้ำเพอมีเอท จากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m ²	58

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
3-6 ความเข้มข้นของไนเตรตในโตรเจนในน้ำเพอมีเอท จากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรน ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m ²	58
3-7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งในรูปของแข็งแขวนลอย ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m ²	60
3-8 แสดงค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m ²	61
3-9 ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนภายใต้การทดสอบด้วยวิธีการล้าง แบบต่าง ๆ	63
3-10 ประเภทความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน	63
3-11 ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS), น้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) และ อัตราส่วนความ เข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) ต่อน้ำสลัดจ์ (MLSS)	66
3-12 รูปแบบการกระจายตัวของขนาดอนุภาคในน้ำสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมม เบรน	67
3-13 กลุ่มจุลินทรีย์ที่พบในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (ก – ง) ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m ² (จ – ช) ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m ²	70

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

น้ำเป็นทรัพยากรธรรมชาติที่มีความสำคัญต่อสิ่งมีชีวิต มนุษย์ใช้น้ำเพื่อการอุปโภค บริโภคในกิจกรรมต่างๆ ของชีวิตประจำวัน และระบายน้ำทิ้งที่ปนเปื้อนสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ และเชื้อโรคต่างๆ เช่น การปนเปื้อนของแบคทีเรียกลุ่ม โคลิฟอร์มกลับสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ประกอบกับแนวโน้มการเพิ่มขึ้นของความต้องการใช้น้ำจากแหล่งน้ำเป็นน้ำต้นทุนในการผลิตน้ำใช้ ดังนั้นการระบายน้ำทิ้งจากกิจกรรมของมนุษย์ น้ำเสียจากอุตสาหกรรม เกษตรกรรม ลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติโดยไม่ผ่านการบำบัดหรือน้ำที่ผ่านการบำบัด แต่ไม่ได้คุณภาพตามมาตรฐานน้ำทิ้งกำหนด จึงเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้ ความสามารถในการฟอกตัวเองของแหล่งน้ำธรรมชาติมีอัตราเร็วไม่ทันกับปริมาณน้ำทิ้งที่เพิ่มขึ้น และส่งผลให้เกิดปัญหามลพิษน้ำขึ้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2549)

ชุมชนเป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียที่มีการปล่อยน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติปริมาณมาก โดยลักษณะน้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่จะมีสิ่งสกปรก ในรูปของสารอินทรีย์ (Organic matters) ระดับเข้มข้นต่ำ และมีการปนเปื้อนของเชื้อโรคต่างๆ โรงพยาบาลก็เป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียชุมชนประเภทหนึ่งที่มีลักษณะของน้ำเสียแตกต่างจากน้ำเสียชุมชนทั่วไป เนื่องจากมีกิจกรรม เช่น การชำระร่างกาย การประกอบอาหาร การขับถ่ายของเสีย ฯลฯ ภายในโรงพยาบาลที่เกี่ยวข้องกับผู้ป่วยที่เป็นโรคนานาชนิด นอกจากนี้ น้ำเสียโรงพยาบาลมีลักษณะเฉพาะที่แตกต่างจากน้ำเสียชุมชน ในเรื่องของการปนเปื้อนสารเคมี น้ำยาฆ่าเชื้อโรค และเป็นแหล่งรวมของเชื้อโรค จุลินทรีย์ก่อโรค ที่ต้องบำบัดก่อนปล่อยทิ้ง โดยปริมาณสิ่งสกปรกในน้ำเสียโรงพยาบาลขึ้นกับการใช้น้ำในกิจกรรมต่างๆ (Kajitvichyanukul *et al.*, 2006) ในปัจจุบันจำนวนโรงพยาบาลมีแนวโน้มที่ขยายใหญ่มากขึ้น เช่น จากขนาดกลาง (31 – 100 เตียง) ขยายไปเป็น ขนาดใหญ่ (มากกว่า 100 เตียง) (สำนักงานสถิติแห่งชาติ, 2550) ซึ่งหมายถึง ปริมาณจุลินทรีย์ โลหะหนัก สารเคมี และสารกัมมันตภาพรังสีที่ปนเปื้อนมากอยู่ในน้ำทิ้งก็มากด้วย ถ้าไม่ผ่านการบำบัดที่ถูกต้องและมีประสิทธิภาพ ก็จะเป็นแหล่งและสาเหตุของการเกิดโรคติดต่อ โรคผิวหนัง การระบาดของโรคท้องร่วง และอหิวาตกโรค (Gautam *et al.*, 2006)

ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลที่นิยมใช้ได้แก่ ระบบคลองวนเวียน ระบบถังกรองไร้อากาศ ระบบบ่อผึ่ง และระบบเอเอส โดยระบบเอเอสได้รับความนิยมอย่างแพร่หลาย เนื่องจากมีประสิทธิภาพสูง ต้องการพื้นที่ในการติดตั้งน้อย แต่การควบคุมดูแลระบบเอเอสให้

ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพต้องมีผู้ควบคุมที่มีความรู้ และความเข้าใจอย่างถูกต้อง เนื่องจากมักประสบปัญหาต่างๆ ขณะเดินระบบ เช่น การควบคุมระดับความเข้มข้นและปริมาณการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ (MLSS) เข้าสู่ถังเติมอากาศ การควบคุมปัจจัยสิ่งแวดล้อมให้เหมาะสมต่อการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ ขณะที่ขีดความสามารถของระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ระดับหนึ่งซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ในระบบ ปัญหามวลสลัดจ์บางส่วนตกตะกอนได้ไม่ดีในถังตกตะกอนที่สอง เกิดปัญหาตะกอนลอย (Bulking sludge) และตะกอนหลุดออกไปกับน้ำทิ้งหลังบำบัด (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) ขณะเดียวกันระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลบางแห่งอาจประสบปัญหา เรื่อง การกำจัดจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดโรคได้ในระดับที่ต่ำ เมื่อปล่อยน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำทำให้เกิดการปนเปื้อนของจุลินทรีย์ และเชื้อโรคต่างๆ ในแหล่งรับน้ำ ในปริมาณสูง ดังนั้นการเลือกระบบและออกแบบระบบบำบัดให้มีประสิทธิภาพการบำบัดเพื่อให้ น้ำทิ้งหลังบำบัดผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง และสามารถนำน้ำทิ้งหลังบำบัดแล้วกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ จึงเป็นแนวทางพิจารณาร่วมกับในสภาพปัจจุบันที่โรงพยาบาลส่วนใหญ่ มีความต้องการพื้นที่ให้บริการด้านการรักษาพยาบาลเพื่อรองรับการเพิ่มขึ้นของผู้ป่วยที่มาใช้บริการ ดังนั้นการปรับปรุงระบบบำบัดที่มีอยู่เดิมให้มีประสิทธิภาพสูงขึ้นและสามารถรับน้ำเสียที่มีปริมาณมากขึ้น ต้องมีการเพิ่มหน่วยปฏิบัติการขั้นสูงในการบำบัดขั้นสุดท้าย หรือ ใช้ระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงเป็นทางเลือกใหม่ในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล เพื่อให้ น้ำที่ออกจากระบบบำบัด มีมาตรฐานที่ดี และลดการสะสมหรือปนเปื้อนของเชื้อก่อโรค สารเคมี โลหะหนัก และสารกัมมันตภาพรังสี เป็นต้น และเป็นทางเลือกหนึ่งเพื่อนำน้ำทิ้งกลับมาใช้ใหม่ ทั้งนี้ความคุ้มทุนจะขึ้นกับแต่ละประเภทกระบวนการบำบัดที่เพิ่มเติมเข้าไป

ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor: MBR) เป็นรูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการรวมกันของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ และเมมเบรน ซึ่งพัฒนามาจากระบบเอเอสเอ็ม โดยเมมเบรนจะทำหน้าที่แทนถังตกตะกอนในลักษณะเยื่อกรองจมตัว (Immersed MBR) หรือ แยกส่วนจาก ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (External MBR) เพื่อใช้แยกมวลสลัดจ์ มวลสารแขวนลอย คอลลอยด์ หรือ สารละลายน้ำขนาดใหญ่ ได้แก่ กรดนิวคลีอิก, โปรตีน และคาร์โบไฮเดรต ออกจากน้ำทิ้งหลังบำบัดได้ดี ให้อยู่ในระบบทั้งหมด จึงเป็นการเพิ่มอายุตะกอนและความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ให้สูงกว่าในระบบเอเอส 3-10 เท่า น้ำทิ้งปราศจากแบคทีเรีย-ไวรัส โมเลกุลขนาดใหญ่ คอลลอยด์ สารประกอบละลายน้ำอื่นๆ ทำให้ความขุ่นต่ำกว่า 1 NTU และสามารถนำน้ำทิ้งไปใช้ซ้ำ หมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมอื่นๆ ต่อไป (Defrance *et al.*, 1999; Rautenbach and Voßenkaul, 2001) เนื่องจากขีดความสามารถในการกรองแยกขึ้นกับชนิด และขนาดรูกรองเมมเบรนที่เลือกใช้ ดังนั้นจุลินทรีย์ชนิดต่างๆ เช่น กลุ่มแบคทีเรีย ซึ่งทำหน้าที่ในการบำบัด หรือ จุลินทรีย์ก่อโรคอื่นๆ ในน้ำเสียจะถูก

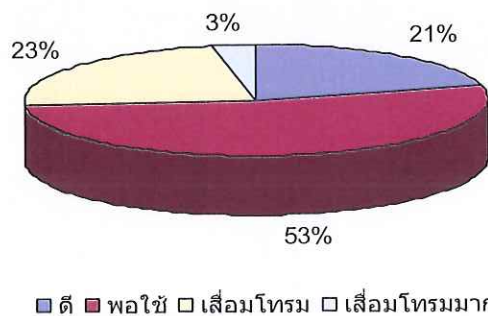
แยกและกักกัน โดยเมมเบรนซึ่งเลือกใช้ให้มีขนาดรูกรองที่เล็กกว่ากลุ่มจุลินทรีย์ต่างๆ ซึ่งจากข้อมูลการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลโดยใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวสามารถบำบัด *E. coli* ได้มากกว่าร้อยละ 98 (Wen et al, 2003) ทั้งนี้แนวทางการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล จึงเป็นรูปแบบหนึ่งของทางเลือกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด และสามารถประกันคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดให้มีคุณภาพระดับดีทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ เพื่อหมุนเวียนใช้ประโยชน์ใหม่ในกิจกรรมอื่นของโรงพยาบาล

การศึกษาวิจัยนี้เพื่อประยุกต์ใช้ระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวสำหรับบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาล โดยศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวที่ค่าพารามิเตอร์แตกต่างกัน

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 สถานการณ์คุณภาพแหล่งน้ำของประเทศไทย

แหล่งน้ำผิวดินเป็นแหล่งน้ำธรรมชาติที่นำมาใช้ประโยชน์ในกิจกรรมต่างๆ เนื่องจาก มีความหลากหลายทางธรรมชาติ และเป็นบริเวณที่ตั้งของชุมชน โรงงานอุตสาหกรรม แหล่งท่องเที่ยว และแหล่งเพาะพันธุ์สัตว์น้ำ หากการใช้ประโยชน์เพื่อกิจกรรมต่างๆ นั้นขาดการจัดการที่ดีและขาดการควบคุมคุณภาพของน้ำทิ้งก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ จะทำให้คุณภาพน้ำมีความเสื่อมโทรมลงอย่างรวดเร็ว จากการระบายน้ำทิ้งจากกิจกรรมต่างๆ ชุมชน เกษตรกรรม และอุตสาหกรรม ซึ่งไม่ผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพให้ได้มาตรฐานก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ อีกทั้ง ความเสื่อมโทรมของแหล่งน้ำส่วนใหญ่มีสาเหตุสำคัญจากการปนเปื้อนของแบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์ม ความสกปรกในรูปสารอินทรีย์ส่งผลให้ค่าออกซิเจนในน้ำต่ำลง และแอมโมเนียสูงขึ้น(กรมควบคุมมลพิษ, 2549) โดยแสดงภาพรวมของคุณภาพน้ำแหล่งน้ำผิวดินทั่วประเทศไทยใน พ.ศ. 2548 ดังภาพประกอบที่ 1-1



ภาพประกอบ 1 - 1 ผลการตรวจคุณภาพแหล่งน้ำผิวดิน พ.ศ. 2548
ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ, 2549

จากการตรวจสอบคุณภาพน้ำในประเทศไทย พ.ศ.2549 ของแหล่งน้ำภาคใต้ พบว่าปัญหาคุณภาพน้ำที่สำคัญ คือ การปนเปื้อนของแบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์มทั้งหมด(TCB) และกลุ่มฟิคอลโคลิฟอร์ม(FCB) โดยทะเลสาบสงขลาเป็นบริเวณที่มีคุณภาพน้ำเสื่อมโทรมมาก (กรมควบคุมมลพิษ, 2549) สาเหตุเนื่องจากเป็นแหล่งชุมชนหนาแน่น ซึ่งมีการทำกิจกรรมต่าง ๆ ของประชาชนที่อาศัยในชุมชน เช่น น้ำเสียจากบ้านเรือน อาคาร ที่พักอาศัย โรงแรม โรงเรียน ร้านค้า อาคารสำนักงาน และโรงพยาบาล เป็นต้น น้ำเสียชุมชนนี้ส่วนใหญ่จะมีสิ่งสกปรก ในรูปของสารอินทรีย์ (Organic matters) เป็นองค์ประกอบที่สำคัญ และเป็นสาเหตุให้คุณภาพน้ำในแหล่งน้ำเสื่อมโทรมลง โรงพยาบาลก็เป็นแหล่งน้ำเสียชุมชนที่มีความแตกต่างจากน้ำเสียชุมชนแหล่งอื่นในหลายลักษณะ (ดังตารางที่ 1-1) เนื่องจากโรงพยาบาลมีการใช้สารเคมีต่างๆ เช่น ยารักษาโรค ยาฆ่าเชื้อโรค รวมถึงกิจกรรมภายในโรงพยาบาลส่วนใหญ่เกี่ยวข้องกับผู้ป่วยที่มีโรคนานาชนิด ซึ่งสารปนเปื้อนดังกล่าว จะปนเปื้อนในน้ำทิ้งของโรงพยาบาล ซึ่งหากไม่มีการบำบัดน้ำเสียที่ดีพอ สารปนเปื้อนต่างๆ ก็จะปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำ (Emmanuel *et al.*, 2005)

ตารางที่ 1-1 เปรียบเทียบลักษณะน้ำเสียชุมชนกับน้ำเสียโรงพยาบาล

พารามิเตอร์	น้ำเสียชุมชน (mg/l)	น้ำเสียโรงพยาบาล (mg/l)
สารแขวนลอย (Suspended solids)	300	225
บีโอดี (BOD ₅)	220	603
สารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (TOC)	160	211
ซีโอดี (COD)	500	855
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorous)	8	8.80
คลอไรด์ (Chlorides)	50	188

ที่มา : ดัดแปลงจาก Gautam *et al.*, 2006

1.2.2 ลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาล

น้ำเสียในโรงพยาบาลเกิดจากแหล่งต่างๆกันซึ่งอาจจะจำแนกได้ดังต่อไปนี้

- สถานที่ตรวจคนไข้นอก เป็นแหล่งที่ผู้ป่วยทั่วไปและผู้ป่วยฉุกเฉินรวมทั้งญาติพี่น้องของผู้ป่วยมาใช้บริการของโรงพยาบาล เช่นห้องน้ำ ห้องส้วม โรงอาหาร หรือร้านค้าต่างๆ

- สถานที่รับคนไข้ใน ผู้ป่วยซึ่งมารักษาตัวอยู่ในโรงพยาบาลญาติพี่น้อง และผู้มาเยี่ยมเยียนทำให้เกิดน้ำเสียมีลักษณะแตกต่างกันไป แล้วแต่ละการรักษาพยาบาลที่ได้รับ เช่น การคลอดบุตร การผ่าตัด เป็นต้น นอกจากนั้นการฆ่าเชื้อโรคในโรงพยาบาลทั่วไป และการควบคุมโรคติดต่อทำให้เชื้อโรคปะปนมากับน้ำทิ้งอีกด้วย

- โรงซักกรีด เป็นแหล่งที่ใช้น้ำเพื่อการซักฟอก เสื้อผ้า ผ้าปูที่นอน ปลอกหมอน ต่างๆจึงมีเชื้อโรคหรือสิ่งสกปรกเจือปนออกมากับน้ำที่ใช้ชะล้างรวมทั้งผงซักฟอกและน้ำร้อน

- โรงครัวและโรงอาหาร เป็นแหล่งที่ใช้น้ำเพื่อการประกอบอาหาร นอกจากจะมีเศษอาหารทั้งเนื้อ เลือด เศษผัก เศษดินทราย ปะปนมาแล้ว ยังมีไขมันซึ่งจะทำให้เกิดการอุดตันของท่อน้ำทิ้ง และยังขัดขวางการเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบต่อไปอีกด้วย

- ห้องปฏิบัติการ เป็นแหล่งตรวจสอบและชันสูตรโรค น้ำเสียที่เกิดขึ้นอาจมีสิ่งเหล่านี้ปะปนอยู่ด้วย กล่าวคือ เชื้อโรคซึ่งเพาะเลี้ยงในห้องปฏิบัติการ เช่น โรคท้องร่วง อหิวาตกโรค ไข้ไทฟอยด์ เป็นต้น วัสดุซึ่งใช้เลี้ยงเชื้อโรคต่างๆ สารเคมีและยาฆ่าเชื้อโรคต่างๆ

- ห้องผ่าตัดและห้องคลอด น้ำเลือดและน้ำยาฆ่าเชื้อโรคต่างๆ เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียสำคัญที่ระบายมาจากห้องผ่าตัดและห้องคลอด

- ที่พักอาศัยของเจ้าหน้าที่ การชำระล้างทำความสะอาดร่างกาย ซักเสื้อผ้า และการปรุงอาหาร ทำให้น้ำเสียมีสิ่งแปลกกล้ายคล้ายคลึงกับน้ำเสียในสถานที่ตรวจคนไข้ นอก สถานที่รับคนไข้ใน

- โรงซักกรีด โรงครัวและโรงอาหาร กล่าวคืออาจมีอุจจาระ ปัสสาวะ เศษผัก เศษอาหาร ผงซักฟอกรวมไปถึงยากำจัดแมลง และยากำจัดศัตรูพืชบางอย่างที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในครัวเรือน

- สถานที่ทำการต่างๆ ได้แก่ ตึกอำนวยการ เป็นต้น จะเกิดมีน้ำล้างมือ ปัสสาวะ เป็นส่วนใหญ่

โดยน้ำเสียโรงพยาบาลจะระบายลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลด้วยวิธีต่างๆ โดยน้ำเสียโรงพยาบาลจะต้องผ่านการบำบัดให้ได้มาตรฐานก่อนที่จะระบายออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะ ซึ่งในประเทศไทยมีโรงพยาบาลสังกัดกระทรวงสาธารณสุขที่เป็นสถานพยาบาลเฉพาะทาง เช่น สถาบันมะเร็งแห่งชาติ โรงพยาบาลสงฆ์ และยังมีโรงพยาบาลประเภทอื่นๆ เช่น โรงพยาบาลสังกัดกระทรวงกลาโหม, กรุงเทพมหานคร และ โรงพยาบาลเอกชน รวมทั้ง คลินิก นอกจากนี้ ในประเทศไทยนั้นแบ่งประเภทของโรงพยาบาลตามขนาดของโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ซึ่งวัดด้วยจำนวนเตียง แบ่งได้ 6 ขนาด (สำนักงานสถิติแห่งชาติ, 2549)

ขนาดที่ 1: ประกอบด้วยโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ที่มีจำนวนเตียงต่ำกว่า 11 เตียง จำนวน 67 แห่ง

ขนาดที่ 2: ประกอบด้วยโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ที่มีจำนวนเตียงระหว่าง 11 – 30 เตียง จำนวน 103 แห่ง

ขนาดที่ 3: ประกอบด้วยโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ที่มีจำนวนเตียงระหว่าง 31 – 50 เตียง จำนวน 62 แห่ง

ขนาดที่ 4: ประกอบด้วยโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ที่มีจำนวนเตียงระหว่าง 51 – 100 เตียง จำนวน 93 แห่ง

ขนาดที่ 5: ประกอบด้วยโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ที่มีจำนวนเตียงระหว่าง 101 – 250 เตียง จำนวน 71 แห่ง

ขนาดที่ 6: ประกอบด้วยโรงพยาบาลและสถานพยาบาลเอกชน ที่มีจำนวนเตียงมากกว่า 250 เตียงขึ้นไป จำนวน 28 แห่ง

อย่างไรก็ตามขนาดของโรงพยาบาลจะเป็นตัวกำหนดและการควบคุมปริมาณน้ำเสียของโรงพยาบาลซึ่งน้ำเสียโรงพยาบาลมีแหล่งรวมของเชื้อโรค และสารเคมีต่างๆ ทั้งที่เป็นของเหลวและกากของเสีย จึงต้องมีการบำบัดก่อนปล่อยทิ้ง ปริมาณสิ่งสกปรกในน้ำเสียขึ้นอยู่กับการใช้จากกิจกรรมต่างๆ เช่น การชำระร่างกาย การประกอบอาหารการขับถ่ายของเสีย ฯลฯ เนื่องจากสิ่งสกปรกมีทั้งสารอินทรีย์ สารมลพิษและจุลินทรีย์ก่อโรค (Kajitvichyanukul et al., 2006) ในแต่ละวันน้ำทิ้งจากโรงพยาบาลในมีปริมาณที่มาก ซึ่งหมายถึง ปริมาณจุลินทรีย์ โลหะหนัก สารเคมี และสารกัมมันตภาพรังสีที่ปนเปื้อนมากอยู่ในน้ำทิ้งก็มากด้วย หากไม่ได้มีการบำบัดที่มีประสิทธิภาพ จะเป็นสาเหตุของการเกิดโรคติดต่อ โรคท้องร่วง และการเจ็บป่วยของกัมมันตภาพรังสีในน้ำ น้ำเสียจากโรงพยาบาลจะต้องป้องกันเพื่อไม่ให้ปนเปื้อนในท่อระบายน้ำของชุมชนและแม่น้ำ อีกทั้งสารเคมีต่างๆ ที่ปนเปื้อนจะทำให้เกิดโรคผิวหนัง การระบาดของโรคท้องร่วง และอหิวาตกโรค (Gautam et al., 2006) ดังนั้นน้ำเสียโรงพยาบาลจึงต้องทำการบำบัดให้มีคุณภาพดีและถูกต้องก่อนปล่อยออกสู่แหล่งน้ำ ประกอบกับลักษณะเฉพาะของน้ำเสียก็มีความสำคัญอย่างมากในการออกแบบระบบบำบัด เพื่อให้มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ดี โดยลักษณะเฉพาะของน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศไทย สรุปดังตารางที่ 1-2 โดยทั่วไปแล้วกระบวนการทางชีวภาพ เหมาะสำหรับการบำบัด เนื่องจากเป็นระบบที่ใช้จุลินทรีย์ในการบำบัด ซึ่งการเลือกใช้ระบบบำบัดขึ้นอยู่กับข้อจำกัดต่างๆ ของโรงพยาบาลแต่ละแห่ง และสามารถสรุปรูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้ดังหัวข้อต่อไป

ตารางที่ 1-2 ตัวอย่างของลักษณะเฉพาะทั่วไปของน้ำเสียจากโรงพยาบาลทั่วไปและโรงพยาบาลสงขลานครินทร์

พารามิเตอร์	รพ. พระพุทธบาท	รพ. ดำเนินสะดวก	รพ. มวกเหล็ก	รพ.ระยอง	รพ. สงขลานครินทร์
pH	7.7	7.9	7.5	7.2	7.08 – 7.31
BOD ₅ (mg/l)	176	109	145	102	231 - 251
COD (mg/l)	306	252	263	232	379 - 387
TKN (mg/l)	37.6	39.2	33.5	32.6	12.39 - 23.4
TP (mg/l)	3.5	3.42	2.94	5.07	1.38 - 1.49
Coliform Bacteria (MPN/100 ml)	5.8×10^{11}	1.6×10^8	1.7×10^8	4.7×10^8	1.2×10^7 - 1.6×10^7
SS (mg/l)	85	85	130	57	69 – 79

ที่มา : คัดแปลงจาก วิชาน ศิริปัญญา, 2545 และ ธีรกรและคณะ, 2545

1.2.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ ได้แก่ ลักษณะของน้ำเสีย ระดับการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการ สภาพทั่วไปของท้องถิ่นค่าลงทุนก่อสร้าง ค่าดำเนินการดูแลและบำรุงรักษา และขนาดของที่ดิน ที่ใช้ในการ ก่อสร้าง เป็นต้น ทั้งนี้เพื่อให้ระบบบำบัดน้ำเสียที่เลือกมีความเหมาะสมกับแต่ละท้องถิ่น ซึ่งมีสภาพแวดล้อมที่แตกต่างกัน โดยกระบวนการบำบัดน้ำเสียสามารถแบ่งได้ตามกลไกที่ใช้ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสีย ได้ดังนี้

1.) การบำบัดทางกายภาพ (Physical Treatment)

การบำบัดทางกายภาพ จะเป็นวิธีการแยกเอาสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย เช่น ของแข็งขนาดใหญ่ กระดาษ พลาสติก เศษอาหาร กรวด ทราย ไขมันและน้ำมัน โดยส่วนใหญ่ อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดทางกายภาพ คือ ตะแกรงดักขยะ ถังดักกรวดทราย ถังดักไขมันและน้ำมัน และถังตกตะกอน ซึ่งจะเป็นตัวแยกของแข็งตกตะกอน ของแข็งแขวนลอยต่างๆ ที่ปนเปื้อนมา กับน้ำเสียก่อนเข้าสู่การบำบัดด้วยวิธีทางเคมี และทางชีวภาพต่อไป

2.) การบำบัดทางเคมี (Chemical Treatment)

การบำบัดทางเคมีเป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางเคมีเพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนในน้ำเสีย วิธีการนี้จะใช้สำหรับน้ำเสียที่มีส่วนประกอบอย่างใดอย่างหนึ่ง

เช่น ค่าพีเอชสูง หรือต่ำเกินไป มีสารพิษ มีโลหะหนัก มีของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก มีไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ มีไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสที่สูงเกินไป และมีเชื้อโรค ทั้งนี้อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางเคมี ได้แก่ ถังกวนเร็ว ถังกวนช้า ถังตกตะกอน ถังกรอง และถังฆ่าเชื้อโรค

3.) การบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment)

การบำบัดทางชีวภาพ เป็น วิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือใช้จุลินทรีย์ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสียโดยเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยความสกปรกเหล่านี้จะถูกใช้เป็นอาหาร และเป็นแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดเพื่อการเจริญเติบโต ทำให้น้ำเสียมีค่าความสกปรกลดลง โดยจุลินทรีย์เหล่านี้ จะมีทั้งประเภทแบบใช้ออกซิเจน(Aerobic Organisms) และแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Organisms) ระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยหลักการทางชีวภาพ ได้แก่ ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activate Sludge - AS) ระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor - RBC) ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch - OD) ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon - AL) ระบบโปรยกรอง(Trickling Filter) , ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (Stabilization Pond) ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) และระบบกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter - AF) โดยการนำระบบบำบัดต่างๆ ไปประยุกต์ใช้ ขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสีย ที่ต้องการบำบัด และระดับคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ต้องการ

ขั้นตอนการบำบัดน้ำเสียแบ่งได้ดังนี้

การบำบัดขั้นต้น (Preliminary Treatment) เป็นการบำบัดเพื่อแยกทราย กรวด และของแข็งขนาดใหญ่ที่ออกจากของเหลวหรือน้ำเสีย โดยเครื่องจักรอุปกรณ์ที่ใช้ประกอบด้วย ตะแกรงหยาบ(Coarse Screen) ตะแกรงละเอียด (Fine Screen) ถังคัดกรวดทราย (Grit Chamber) ถังตกตะกอนเบื้องต้น (Primary Sedimentation Tank) และเครื่องกำจัดไขมัน (Skimming Devices) การบำบัดน้ำเสียขั้นนี้สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 50 - 70 และกำจัดสารอินทรีย์ซึ่งวัดในรูปของบีโอดีได้ ร้อยละ 25 - 40

การบำบัดขั้นที่สอง (Secondary Treatment) เป็นการบำบัดน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นต้นและการบำบัดเบื้องต้นมาแล้ว แต่ยังคงมีของแข็งแขวนลอยขนาดเล็กและสารอินทรีย์ทั้งที่ละลายและไม่ละลายในน้ำเสียเหลือค้างอยู่ โดยทั่วไปการบำบัดขั้นที่สองหรือเรียกว่าการบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment) จะอาศัยหลักการเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบภายใต้สภาวะที่สามารถควบคุมได้เพื่อประสิทธิภาพในการกินสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติและแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำทิ้งโดยใช้ถังตกตะกอน(Secondary sedimentation

Tank) ทำให้น้ำทิ้งมีคุณภาพดีขึ้น จากนั้นจึงผ่านเข้าระบบฆ่าเชื้อโรค (Disinfection) เพื่อให้แน่ใจว่าไม่มีจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรคปนเปื้อน ก่อนจะระบายน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ หรือนำกลับไปใช้ประโยชน์ (Reuse)

การบำบัดขั้นสูง (Advance Treatment หรือ Tertiary Treatment) เป็นกระบวนการกำจัดสารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) สี สารแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก และอื่นๆ ซึ่งยังไม่ได้ถูกกำจัดโดยกระบวนการบำบัดขั้นที่สอง ทั้งนี้เพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำให้ดียิ่งขึ้นเพียงพอที่จะนำกลับมาใช้ใหม่ (Recycle) นอกจากนี้ยังช่วยป้องกันการเติบโตผิดปกติของสาหร่ายที่เป็นสาเหตุทำให้เกิดน้ำเน่าเสีย แก้ไขปัญหาความน่ารังเกียจของแหล่งน้ำอันเนื่องจากสี และแก้ไขปัญหาอื่นๆ ที่ระบบบำบัดขั้นที่สองไม่สามารถกำจัดได้ กระบวนการบำบัดขั้นสูง ได้แก่ การกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งมีทั้งแบบใช้กระบวนการทางเคมีและแบบใช้กระบวนการทางชีวภาพ การกำจัดไนโตรเจน ซึ่งมีทั้งแบบใช้กระบวนการทางเคมีและแบบใช้กระบวนการทางชีวภาพ โดยวิธีการทางชีวภาพนั้นจะมี ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) การกำจัดฟอสฟอรัสและไนโตรเจนร่วมกันโดยกระบวนการ 2 ขั้นตอน คือ ขั้นตอนการเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนเตรท ที่เกิดขึ้นในสภาวะแบบใช้ออกซิเจน หรือที่เรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)" และขั้นตอนการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเกิดขึ้นในสภาวะไร้ออกซิเจน หรือที่เรียกว่า กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเป็นการใช้ทั้งกระบวนการแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศในการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันร่วมกับกระบวนการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างฟุ่มเฟือย (Phosphorus Luxury Uptake) ซึ่งต้องมีการใช้กระบวนการแบบไม่ใช้อากาศต่อด้วยกระบวนการ ใช้อากาศด้วยเช่นกัน

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advance Oxidation Processes: AOP) หรือกระบวนการ AOP เป็นกระบวนการที่ได้รับการพัฒนาขึ้นเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ หรือย่อยสลายได้ยากด้วยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ หลักการของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง นี้คือ กระบวนการออกซิเดชันด้วยอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล (Hydroxyl Radical, *OH) โดยทำหน้าที่ย่อยสลายหรือเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ ทำให้เกิดอนุมูลของสารอินทรีย์ ซึ่งกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง โดยทั่วไปจะใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับสารเร่งปฏิกิริยา เช่น เกลือของโลหะ ไอโชน หรือแสงอัลตราไวโอเล็ตเป็นต้น ซึ่งจะสามารถเร่งให้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เกิดการแตกตัวเป็นอนุมูลอิสระดรอกซิล ซึ่งเป็นสารที่มีความสามารถในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ได้ดี กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงในปัจจุบันมีการใช้งานหลายลักษณะ เช่น การฉายแสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมกับไทเทเนียมไดออกไซด์ (UV/TiO₂) การฉายแสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมกับไอโชน (H₂O₂/O₃) การฉายแสงอัลตราไวโอเล็ตไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับไอโชน (UV/ H₂

O_2/O_3) และการใช้เฟนตันและแสงอัลตราไวโอเลต ($Fe(II)/UV/H_2O_2$) โดยข้อดีของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีทั่วไป คือ เป็นการกำจัดสารอินทรีย์ออกจากสิ่งแวดล้อม โดยไม่ได้เป็นการเคลื่อนย้ายสารอินทรีย์ออกจากเฟสน้ำ (Aqueous Phase) เหมือนกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบกัมถันต์ (Activated Carbon) หรือการแยกด้วยอากาศ (Air Stripping) แต่สารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำเสียจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ซึ่งไม่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อม อย่างไรก็ตาม กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงนี้มีข้อจำกัด คือ ค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานค่อนข้างสูง โดยส่วนใหญ่จะเลือกใช้วิธี การฉายแสงอัลตราไวโอเลตไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ร่วมกับ โอโซน ($UV/H_2O_2/O_3$) และการใช้เฟนตันและแสงอัลตราไวโอเลต ($Fe(II)/UV/H_2O_2$) มาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากเป็นวิธีที่มีค่าใช้จ่ายต่ำสุดเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีอื่น (พวงรัตน์ ขจิตวิชานุกูล, 2548)

ในการเลือกวิธีบำบัดน้ำเสียจะมีปัจจัยต่างๆ ที่ควรพิจารณา คือ ความต้องการในการกำจัดสารต่างๆ ในน้ำเสีย ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ขนาดพื้นที่ที่ต้องการใช้สำหรับโรงบำบัดน้ำเสีย ราคาค่าก่อสร้าง ราคาค่าบำรุงรักษาและดำเนินการ จำนวนเครื่องมือกลที่ต้องการใช้ในระบบบำบัด ความยากง่ายในการควบคุมและระบบบำบัดและความต้องการระดับความรู้ความสามารถของผู้ควบคุมดูแลระบบ

1.2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศไทยที่นิยมใช้ในปัจจุบัน

ปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในโรงพยาบาลมีหลายประเภท โดยทั่วไปที่ดำเนินการมี 3 รูปแบบ แต่ละรูปแบบมีลักษณะการทำงานที่แตกต่างกันและมีข้อจำกัด แสดงข้อมูลเปรียบเทียบ ดังตารางที่ 1-3 จากรายงานที่ศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพของระบบบำบัดส่วนใหญ่ที่ใช้ในงานในโรงพยาบาล สามารถบำบัดน้ำเสียในรูป BOD_5 ได้ประมาณร้อยละ 89.2 (ณัฐกรและคณะ, 2545)

ตารางที่ 1-3 เปรียบเทียบข้อดีข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแต่ละระบบ

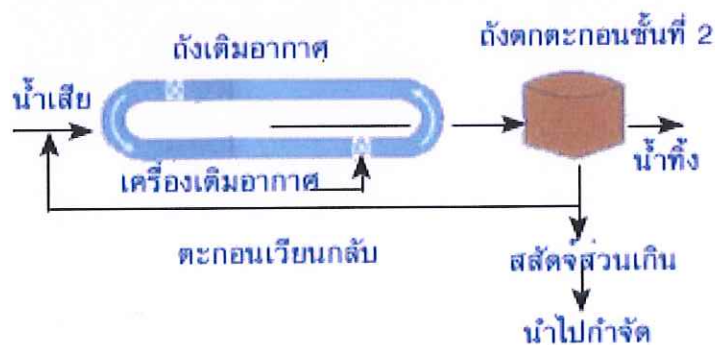
	ระบบคลองเวียน(ระบบเอส)	ระบบถังกรองไร้อากาศ	ระบบบ่อบำบัด
ข้อดี	<ul style="list-style-type: none"> -มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง -สามารถบำบัดไนโตรเจนได้ดี 	<ul style="list-style-type: none"> -ใช้พลังงานน้อย -เกิดกลิ่นน้อยในระบบ -ประหยัดค่าใช้จ่าย 	<ul style="list-style-type: none"> -ระบบก็ไม่ยุ่งยากซับซ้อน -ดูแลรักษาง่าย ทนทานต่อการเพิ่มอย่างกะทันหัน (Shock Load) ของอัตรารับสารอินทรีย์ และอัตราการไหลได้ดี -สามารถกำจัดจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดโรคได้มากกว่าวิธีการบำบัดแบบอื่น ๆ โดยไม่จำเป็นต้องมีระบบฆ่าเชื้อโรค
ข้อเสีย	<ul style="list-style-type: none"> -ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการดำเนินการสูง -ใช้พื้นที่มากกว่าระบบแอกทีฟเต็ดจ์ -ผลิตก๊าซมีเทน เครื่องเติมอากาศชั่วคราวได้ง่าย 		<ul style="list-style-type: none"> -พื้นที่ในการก่อสร้างมาก -มีกลิ่นเหม็นหากควบคุมหรือออกแบบไม่ดี -น้ำทิ้งอาจมีปัญหามลพิษปนอยู่มาก

ที่มา : ตัดแปลงจาก กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545

1). ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch - OD)

ระบบนี้จัดเป็นระบบเอเอสประเภทหนึ่ง แต่ใช้วิธีการเติมอากาศด้วยคลองวนเวียน แสดงดังภาพประกอบที่ 1-2 โดยน้ำเสียจะไหลภายในคลองวนเวียนอย่างช้าๆ ด้วยความเร็วประมาณ 0.25-0.35 เมตร/วินาที เพื่อให้เกิดการเติมอากาศโดยวิธีธรรมชาติ ซึ่งช่วยลดค่าใช้จ่ายด้านการเดินระบบและบำรุงรักษา คือ มีการติดตั้งเครื่องเติมอากาศเพียงบางจุด เพื่อช่วยให้จุลินทรีย์สามารถทำงานอย่างเต็มประสิทธิภาพ ระบบคลองวนเวียนนี้เหมาะสมกับชุมชนขนาดเล็ก และมีราคาที่ดินไม่สูงจนเกินไป เนื่องจากการก่อสร้างคลองวนเวียนต้องใช้จำนวนที่ดินมากกว่าถังเติมอากาศแบบปกติ ระบบนี้สามารถลดค่า BOD₅ ของน้ำเสียได้ร้อยละ 75-95

เนื่องจากระบบเอเอสและระบบคลองวนเวียนต่างก็อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์เป็นหลัก ดังนั้นการควบคุมสภาพแวดล้อม อาทิ อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด - ด่าง และค่าความเป็นด่าง (Alkalinity) เพื่อให้จุลินทรีย์ทำงานได้อย่างเต็มประสิทธิภาพ จึงเป็นปัจจัยที่สำคัญประการหนึ่ง นอกเหนือจากการควบคุมการทำงานของเครื่องมือ อุปกรณ์ หากไม่สามารถควบคุมให้สามารถทำงานได้ตามปกติ อาจก่อให้เกิดปัญหาสำคัญ ได้แก่ การลอยตัวของตะกอนในถังตะกอน ทั้งในรูปตะกอนขนาดเล็กหรือขนาดใหญ่ บางครั้งเป็นตะกอนสีน้ำตาลและส่งกลิ่นเหม็น สาเหตุที่สำคัญของปัญหาเหล่านี้ ส่วนหนึ่งเกิดจากการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในกลุ่มสายใย (Filamentous) ปฏิกริยาที่ก่อให้เกิดก๊าซไนโตรเจนมากเกินไปรวมทั้งคุณลักษณะด้านกายภาพและเคมีของน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบ วิธีการแก้ไข ปัญหาเหล่านี้จำเป็นต้องดำเนินการเป็นเฉพาะกรณี แต่วิธีที่สำคัญ ได้แก่ การตรวจวัดและปรับสภาพน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย ให้อยู่ในสภาพที่เหมาะสม การควบคุมปริมาณออกซิเจนของน้ำเสียในขั้นตอนการเติมอากาศ ให้อยู่ในระดับเฉลี่ย 2 มิลลิกรัม/ลิตร การควบคุมอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์และปริมาณจุลินทรีย์ (F/M) การควบคุมอายุของจุลินทรีย์รวมทั้ง การใช้สารเคมีบางชนิดเพื่อควบคุมจุลินทรีย์กลุ่มสายใย (Filamentous)

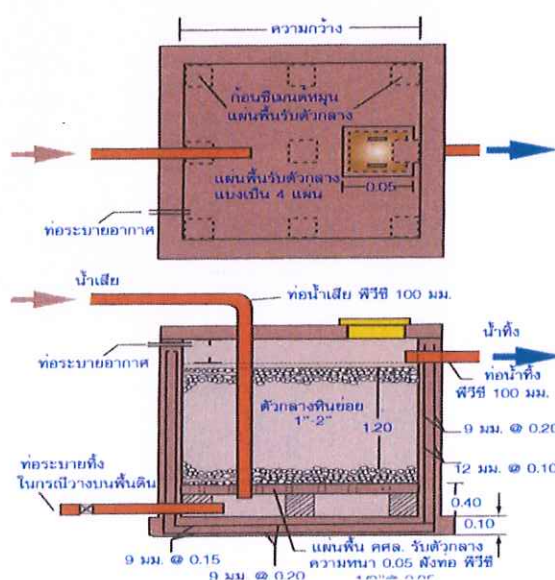


ภาพประกอบที่ 1-2 ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch - OD)

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ, 2549

2.) ระบบถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)

เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้อากาศแบบหนึ่ง แสดงดังภาพประกอบที่ 1-3 โดยที่ชั้นแรก สารอินทรีย์ในน้ำเสีย เช่น โปรตีน ไขมัน คาร์โบไฮเดรต ซึ่งโมเลกุลใหญ่ จะถูกแบคทีเรียที่ดำรงชีพอยู่ได้ ทั้งในสภาพที่มี หรือไม่มีอากาศ (Facultative Bacteria) และแบคทีเรียที่อยู่ได้ในสภาพที่ไม่มีอากาศ (Anaerobic Bacteria) ที่เรียกว่า แอซิดฟอร์มเมอร์ (Acid Formers) สลายเป็นกรดอินทรีย์ขนาดโมเลกุลเล็กหลายชนิด ได้แก่ กรดอะซีติก และกรดโพรพิโอนิก ในขั้นตอนนี้ สารอินทรีย์ส่วนน้อยที่ถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ในขั้นตอนที่สอง กรดอินทรีย์จะถูกย่อยสลายเป็นกรด โดยแบคทีเรียอีกกลุ่มที่ดำรงชีพไม่ได้ในสภาวะที่มีอากาศอยู่ (Obligate Anaerobic Bacteria) เรียกว่า มีเทนฟอร์มเมอร์ (Methane Formers) ทำลายกรดอินทรีย์ให้กลายเป็นก๊าซต่างๆ ได้แก่ ก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ จึงทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ลดลง (BOD ลดลง) และปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นแสดงถึงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ส่วนประกอบที่สำคัญ คือ ถังที่มีลักษณะคล้ายถังกรองแต่ภายในบรรจุด้วยหิน หรือตัวกลางพลาสติก (Plastic Media) น้ำเสียจะไหลเข้าด้านล่าง แล้วไหลขึ้นออกข้างบน (Upflow) ลักษณะเช่นนี้ จะทำให้น้ำท่วมถึงสูงตลอดเวลา และทำให้แบคทีเรียส่วนใหญ่อยู่ภายในถังกรอง น้ำที่ไหลออกจากระบบจึงใส มีปริมาณสารแขวนลอยน้อย จึงมักไม่ต้องมีถังตกตะกอน ระบบถังกรองไร้อากาศเหมาะที่จะเป็นระบบบำบัดทางชีวภาพเบื้องต้น สำหรับน้ำเสียที่มีความสกปรก (BOD) สูง



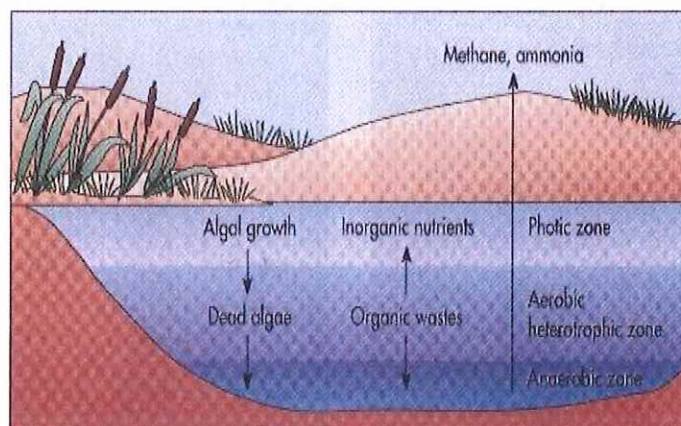
ภาพประกอบที่ 1-3 ระบบถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ, 2549

3.) ระบบบ่อฝึ้ง (Oxidation Pond)

เป็นบ่อดินที่มีการออกแบบให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำเสียโดยวิธีการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนเป็นหลัก แสดงดังภาพประกอบที่ 1-4 โดยมีแสงแดดและสาหร่ายเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการเพิ่มปริมาณของออกซิเจนในบ่อเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถทำงานได้อย่างเต็มประสิทธิภาพ ดังนั้น ความลึกของบ่อจึงอยู่ในระดับที่แสงแดดสามารถส่องได้อย่างทั่วถึง โดยทั่วไปมีความลึกไม่เกิน 1.5 เมตร ส่วนปัจจัยอื่นๆ ที่สำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบนี้ได้แก่ ปริมาณสาหร่าย ความเข้มข้นของน้ำเสีย และระยะเวลาในการเก็บกักน้ำเสีย เพื่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ เป็นต้น โดยทั่วไปบ่อฝึ้งจะสามารถลดค่า BOD_5 ลงได้ร้อยละ 60-80 การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการใช้บ่อฝึ้งนี้ จะต้องใช้พื้นที่ในการก่อสร้างมากจึงเหมาะสำหรับชุมชนที่ราคาที่ดินต่ำ เป็นระบบที่ดูแลและควบคุมได้ง่าย และน้ำเสียจะต้องมีความสกปรกไม่มากจนเกินไป

ปัญหาที่พบได้โดยทั่วไปของบ่อฝึ้ง ได้แก่ ปัญหาเรื่องกลิ่น ซึ่งอาจจะเกิดจากความสกปรกของน้ำเสียสูงเกินกว่าที่ระบบสามารถรองรับได้ ทำให้เกิดภาวะมีออกซิเจนละลายน้ำไม่เพียงพอ นอกจากนี้ยังมีสาเหตุมาจากการขาดแคลนปริมาณสาหร่ายหรือพืชน้ำที่เป็นปัจจัยสำคัญต่อการเพิ่มปริมาณออกซิเจนจากขบวนการสังเคราะห์แสง รวมทั้งการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน บริเวณส่วนล่างของบ่อ จะทำให้เกิดก๊าซที่มีกลิ่นเหม็น เช่น ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และก๊าซมีเทน เป็นต้น ดังนั้น โดยทั่วไปการเพิ่มประสิทธิภาพของบ่อฝึ้งให้เหมาะสมกับความสกปรกของน้ำเสียจึงเป็นมาตรการที่สำคัญต่อการแก้ไขปัญหานี้ ซึ่งอาจจะทำได้โดยการใช้เครื่องจักรกล เช่น การติดตั้งเครื่องเติมอากาศ รวมทั้งการก่อสร้างบ่อจำนวนให้เพียงพอ ส่วนทำเลที่ตั้งของระบบนี้จะต้องอยู่ห่างไกลจากชุมชน และควรปลูกต้นไม้เป็นรั้วธรรมชาติเพื่อลดการฟุ้งกระจายของกลิ่นสู่ภายนอก



ภาพประกอบที่ 1-4 ระบบบ่อฝึ้ง (Oxidation Pond)

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ, 2549

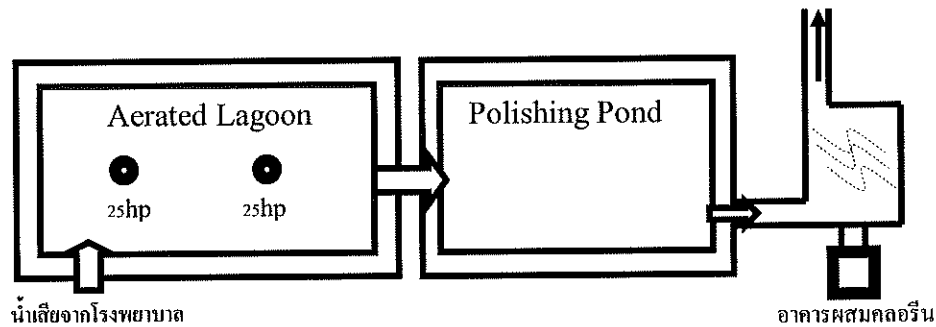
โดยทั่วไปแล้วน้ำเสียของโรงพยาบาลจะมีจุลินทรีย์ชนิดต่างๆ ปนเปื้อนในปริมาณที่สูงกว่าน้ำเสียจากแหล่งน้ำเสียอื่นๆ *E. Coli* เป็นแบคทีเรียที่เป็นตัวชี้วัดการปนเปื้อนของเชื้อก่อโรคชนิดหนึ่งที่พบมากในน้ำเสียโรงพยาบาล *E. Coli* พบได้บ่อยที่สุดในสิ่งส่งตรวจจากผู้ป่วย เป็นแบคทีเรียแกรมลบ รูปแท่ง (Gram negative bacilli) จัดอยู่ใน Family Enterobacteriaceae เป็นเชื้อที่พบได้ตามปกติ (normal flora) ในอุจจาระของคนและสัตว์ทั่วไป เจริญเติบโตได้ดี ทั้งในภาวะที่มีออกซิเจนและในภาวะที่ไม่มีออกซิเจน โดยทั่วไปเชื้อ *E. coli* นี้เป็นเชื้อที่มีประโยชน์ คือ ช่วยยับยั้งการเจริญของเชื้อก่อโรคอื่น ที่เข้าสู่ร่างกาย และ ยังมีส่วนช่วยในการสังเคราะห์ วิตามินที่สำคัญ บางชนิด ให้แก่ร่างกายด้วย แต่ถ้าเชื้อ *E. coli* พบอยู่ที่อวัยวะอื่นนอกลำไส้ อาจเป็นสาเหตุของการติดเชื้อในอวัยวะนั้นๆ ได้ เช่น อาจทำให้เกิดการติดเชื้อในทางเดินปัสสาวะ และ การติดเชื้อในอวัยวะอื่นๆ (กรมควบคุมโรคติดต่อ, 2550) โดยในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลจะมีการบำบัด *E. coli* โดยการเติมคลอรีน ซึ่งการเติมคลอรีนที่ระดับความเข้มข้น 1.3 mg/l จะส่งผลต่อการกำจัดจุลินทรีย์ได้ดี และไม่มีตะกอนแขวนลอยในน้ำเสีย (สงกรานต์ นักบุญ, 2545)

ดังนั้น น้ำทิ้งจากโรงพยาบาลส่วนหนึ่งหากต้องการจะนำน้ำกลับมาหมุนเวียนมาใช้ใหม่ ต้องมีการเพิ่มหน่วยปฏิบัติการขั้นสูงในการบำบัดขั้นสุดท้าย หรือ ใช้ระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล เพื่อให้ น้ำที่ออกจากระบบบำบัดก่อนนำกลับมาใช้ใหม่มีคุณภาพที่ดีและผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง และสามารถลดการสะสมหรือปนเปื้อนของเชื้อโรค สารเคมี โลหะหนักรวมทั้งสารกัมมันตภาพรังสีมาใช้ร่วมกับระบบบำบัดแบบดั้งเดิม ซึ่งระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นระบบทางชีวภาพรูปแบบหนึ่งซึ่งสามารถบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล โดยสามารถบำบัด *E. coli* ได้ถึงร้อยละ 98 (Wen *et al.*, 2003) ทั้งนี้แนวทางการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล จึงเป็นแนวทางเลือกหนึ่งเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด และสามารถประกันคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดให้มีคุณภาพระดับดีขึ้นทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ เพื่อใช้ประโยชน์ต่อไปได้ในกิจกรรมอื่นของโรงพยาบาล ภายใต้สถานการณ์ที่มีข้อจำกัดเรื่องแหล่งน้ำใช้ต้นทุนที่มีคุณภาพต่ำลง หรือ ในโรงพยาบาลที่มีข้อจำกัดเรื่องพื้นที่และขาดแคลนน้ำ เป็นต้น

1.2.5 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์

ปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เป็นระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) โดยระบบบำบัดประกอบด้วยบ่อขนาดใหญ่ 2 บ่อ ตั้งอยู่บริเวณหลังโรงพยาบาลแสดงดังภาพที่ 1-5 ซึ่งมีขนาดดังนี้ คือ

- บ่อเติมอากาศ มีขนาดกว้าง 60 m. ยาว 116 m. ลึก 3 m. และมีความลาดเอียงของบ่อ 2:1 หรือมีความจุประมาณ 15,968 m³ ใช้เครื่องเติมอากาศแบบใบพัดหมุนลอย (Floating Surface Aerator) ขนาด 25 แรงม้า จำนวน 2 เครื่อง
- บ่อฝั่ง มีขนาดกว้าง 60 m. ยาว 80 m. ลึก 1.5 m. มีความลาดเอียงของบ่อ 2:1 หรือมีความจุประมาณ 11,682 m³



ภาพประกอบที่ 1-5 แสดงระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์

โดยน้ำเสียจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ที่ปล่อยลงสู่ ระบบบำบัดน้ำเสียมีประมาณ 1,500 m³/day โดยขีดความสามารถในการรองรับน้ำเสียในปัจจุบันของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์สามารถรองรับได้ประมาณ 8 เท่าสำหรับบ่อเติมอากาศและ 5 เท่าสำหรับบ่อฝั่ง แต่อย่างไรก็ตามระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ในอนาคต อาจมีแนวโน้มการขยายหรือปรับเปลี่ยนในอนาคต เพื่อให้เหมาะสมตามปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบ โดยลักษณะน้ำเสีย ก่อนและหลังผ่านระบบบำบัดของของโรงพยาบาล ได้แสดงดังตารางที่ 1-4

ตารางที่ 1-4 แสดงลักษณะน้ำเสีย ก่อนและหลังผ่านระบบบำบัดของของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ระหว่างเดือนมกราคม – สิงหาคม พ.ศ. 2550

พารามิเตอร์ การวิเคราะห์	pH		BOD ₅ (mg/l)		SS (mg/l)	
	Influent	Effluent	Influent	Effluent	Influent	Effluent
มกราคม - 2550	6.81	6.45	102.6	2.8	92	12
กุมภาพันธ์ - 2550	6.72	6.22	108	3.6	89	14
เมษายน - 2550	5.79	7.76	120	15.75	74	17
มิถุนายน - 2550	6.59	6.54	195	8.1	96	18
สิงหาคม - 2550	8.48	5.96	99	15.6	93	17
มาตรฐานน้ำทิ้ง	-	5 - 9	-	20	-	20

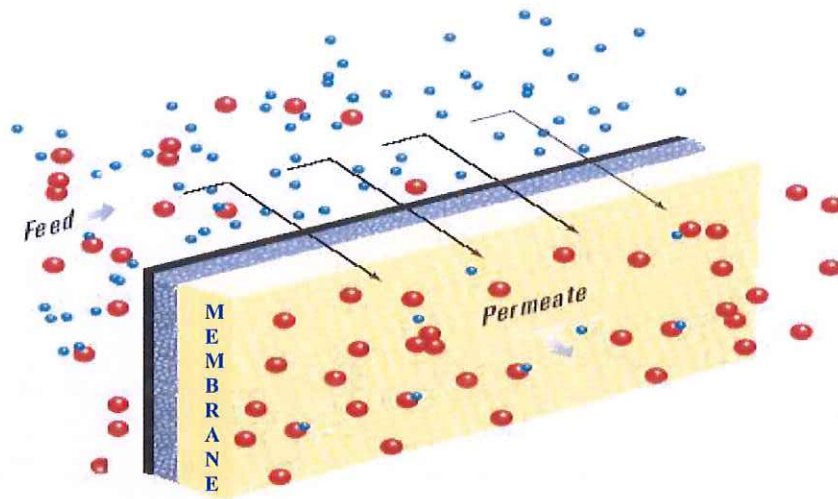
เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานน้ำทิ้ง พบว่า ลักษณะน้ำเสียหลังผ่านระบบบำบัด ไม่ได้มีค่าสูงกว่ามาตรฐาน โดยจากข้อมูลลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ น้ำเสียในช่วงเดือนเมษายน และ มิถุนายน ค่าบีโอดี หลังผ่านการบำบัด มีค่าสูงกว่า เดือนอื่นๆ เนื่องจากเป็นช่วงฤดูแล้ง

1.2.6 การบำบัดน้ำเสียโดยดั่งปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor; MBR)

1.) ดั่งปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

การพัฒนาเทคโนโลยีเมมเบรน เริ่มใช้ในช่วงทศวรรษ 1960 โดยเริ่มจากการใช้เทคโนโลยีเมมเบรนระดับรีเวอร์สออสโมซิส (Reverse osmosis: RO) ในการแยกเกลือออกจากน้ำทะเล ต่อมาในช่วงทศวรรษ 1960 ถึงต้นทศวรรษ 1970 จึงมีการพัฒนา RO และระดับอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) เพื่อใช้ในทางการค้า สำหรับ ระบบอิเล็กโตรไดอะลิซิส (Electrodialysis:ED) และ ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration: MF) เริ่มมีการใช้ในทางการค้า ในช่วงทศวรรษ 1960 (Mohr *et al.*, 1989 อ้างโดย ปาริชาติ ตียปรัชญา, 2544)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบดั่งปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Leiknes *et al*, 2006) เป็นระบบที่รวมกันของดั่งปฏิกรณ์ชีวภาพ และเมมเบรนซึ่งดัดแปลงมาจากระบบเอเอส (Activated Sludge: AS) โดยเมมเบรนจะเป็นตัวกลางขวางกั้นระหว่างเฟสของไหล 2 เฟส แสดงถึงภาพประกอบที่ 1-6 เมื่อสารป้อนเริ่มต้น (feed stream) เข้าสู่ระบบการแยกโดยมีแรงขับผ่านเมมเบรน (driving force) อนุภาคหรือตัวถูกละลายที่จำเพาะเจาะจงจะสามารถผ่านเมมเบรนได้ ส่วนองค์ประกอบอื่นที่เหลือจะไม่สามารถผ่านเมมเบรน หรือผ่านไปได้ช้า สารละลายที่สามารถผ่านเมมเบรนซึ่งประกอบด้วยอนุภาคที่ผ่านเมมเบรนได้เรียกว่า เพอร์มิเอท (permeate) ส่วนสารละลายหรือส่วนผสมที่มีองค์ประกอบอื่นๆ ที่ไม่สามารถผ่านเมมเบรนได้เรียกว่า รีเทนเตต (retentate หรือ concentrate) วัสดุที่นำมาทำเมมเบรนอาจเป็น พอลิเมอร์ เซรามิกส์ คาร์บอน ซีโอไลต์ ออกไซด์ ต่างๆ โลหะหรือของเหลว (จันทร์ทอง, 2547; ปาริชาติ, 2544) และเป็นเมมเบรนชนิดรูพรุน ซึ่งแบ่งออกเป็น ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration : MF) อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration : UF) นาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration : NF) และ ออสโมซิสผันกลับ (Reverse Osmosis : RO) โดยในภาพประกอบที่ 1-7 แสดงรายละเอียดแต่ละระดับความสามารถในการกรองอนุภาค รวมถึงในตารางที่ 1-5 ได้แสดงลักษณะสำคัญของกระบวนการกรองแต่ละระดับ



ภาพประกอบที่ 1-6 หลักการทำงานของเทคโนโลยีการแยกด้วยเมมเบรน
 ที่มา : NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE UNIVERSITET. 2009.

Reverse osmosis	Nano-filtration	Ultrafiltration	Microfiltration	Conventional filtration
80	20	5.0	1.0	0.2
Working pressure [bar] (nonlinear scale)				
Material size [µm]				
0.001	0.01	0.1	1.0	10
100				100
1000				1000
Salts			Paint pigments	
Metal ions			Aluminium oxide particles	
			Graphite particles	
			Silt	Sand
			Dust	
Sugar	Emulsions			
Pesticides				
	Viruses			
			Bacteria	Polens
				Human Hair
			Yeast	
			Seaweeds	
Ions	Molecules	Macro particles	Micro particles	Macro particles

ภาพประกอบที่ 1-7 ช่วงการกรองขนาดอนุภาคของเมมเบรนในระดับชั้นต่างๆ
 ที่มา : Sovereign Publications. 2009.

ตารางที่ 1-5 แสดงลักษณะสำคัญของกระบวนการกรองแต่ละระดับ

Membrane	Separation size (μm)	Transmembrane pressure, (MPa)	Permeate flux
Reverseosmosis (RO)	<0.001	5–8	Low
Nanofiltration (NF)	0.001–0.008	0.5–1.5	Medium
Ultrafiltration (UF)	0.003–0.1	0.05–0.5	High
Microfiltration (MF)	>0.05	0.03–0.3	High

ที่มา : Zhou *et al.*, 2002

จากตารางที่ 1-5 ลักษณะสำคัญของระดับการกรอง ในระดับไมโครฟิวเตรชันสามารถนำมาใช้งานที่ค่าฟลักซ์สูง โดยในงานวิจัยนี้ทางผู้วิจัย ก็ได้เลือกใช้เมมเบรนที่ระดับไมโครฟิวเตรชันมาใช้ในการศึกษา สำหรับพัฒนาการของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจากอดีตจนถึงปัจจุบันในการนำมาบำบัดน้ำเสียชนิดต่าง ๆ ได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวาง ซึ่งเริ่มต้นครั้งแรกในช่วง ค.ศ. 1501 - 1600 ในการบำบัดน้ำเสีย สรุปได้ดังตารางที่ 1-6 รวมถึงแนวโน้มการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ สำหรับการบำบัดน้ำเสียในโรงงานอุตสาหกรรมและชุมชน แสดงดังภาพที่ 8

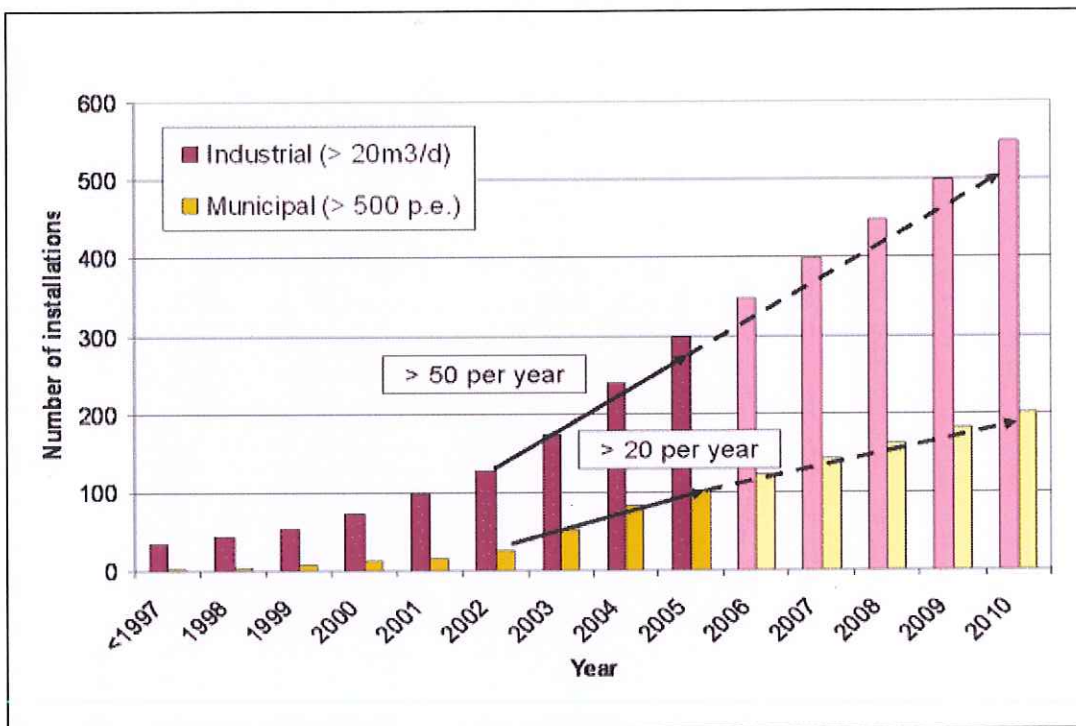
ตารางที่ 1-6 แนวทาง และพัฒนาการของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจากอดีตจนถึงปัจจุบัน

พ.ศ.	แนวทางและพัฒนาการ
2512	แทนที่ถังตกตะกอนในระบบเอสด้วยอัลตราฟิวเตรชัน
2513	เข้าสู่ประเทศญี่ปุ่นเป็นครั้งแรกและปรากฏถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเต็มอากาศแบบ Full – scale ในอเมริกาเหนือ
2523	ปรากฏถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเต็มอากาศแบบ Full – scale ในญี่ปุ่นและแบบไร้อากาศมาบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมในแอฟริกาใต้
ปลาย 2523 – ต้น 2533	นำมาใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม
2525	นำถังปฏิกรณ์เต็มอากาศเมมเบรนใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหาร
2535	พบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบภายนอก 39 ถัง ถูกใช้เกี่ยวกับสาธารณสุขและอุตสาหกรรมในประเทศญี่ปุ่น

ตารางที่ 1-6 ต่อ

พ.ศ.	แนวทางและพัฒนาการ
2543 - ปัจจุบัน	ถูกใช้อย่างกว้างขวางและหลายองค์กรในประเทศญี่ปุ่น, อเมริกาเหนือ และยุโรปเพื่อประสิทธิภาพการบำบัดที่สูง แทนที่ระบบบำบัดแบบเดิม และใช้เป็นระบบบำบัดขนาดเล็ก/แยกส่วนในชุมชนเพื่อการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่

ที่มา : Stephenson *et al.*, 2000



ภาพประกอบที่ 1-8 แนวโน้มการเพิ่มขึ้นของการนำระบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนมาใช้ สำหรับการบำบัดน้ำเสียในโรงงานอุตสาหกรรมและชุมชน ในทวีปยุโรป

ที่มา : Lesjean *et al.*, 2007

ซึ่งจากภาพประกอบที่ 1-8 พบว่า มีการนำระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม และน้ำเสียชุมชน เพิ่มขึ้นเรื่อยๆ โดยการนำระบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนในโรงงานอุตสาหกรรม เพิ่มขึ้น 50 หน่วย/ปี และในการบำบัดน้ำเสียชุมชน เพิ่มขึ้น 20 หน่วย/ปี ซึ่งในอนาคตค่าใช้จ่ายในการดำเนินการเกี่ยวกับระบบบำบัดแบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนจะมีค่าใช้จ่ายที่ลดลง (Lesjean *et al.*, 2007) อีกทั้งการใช้เมมเบรนแยกน้ำ

กับตะกอนทำให้จุลินทรีย์ในระบบไม่สูญหายไปกับน้ำและคุณภาพของน้ำที่ออกจากระบบมีคุณภาพดีกว่าระบบธรรมดา ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบมีเมมเบรนสามารถลดต้นทุนการก่อสร้างอันเนื่องมาจากราคาที่ดินเพราะเป็นระบบที่ต้องการพื้นที่น้อย อีกทั้งระบบนี้ไม่ต้องมีการบำบัดตะกอนอีกด้วย ซึ่งช่วยลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบเป็นอย่างมาก (Gander *et al.*, 2000)

ทั้งนี้ในการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ ในการบำบัดน้ำเสีย นิยมใช้การกรองระดับ ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration : MF) และอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration : UF) โดยไมโครฟิลเตรชัน เป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาดเล็กประมาณ 2 – 20 ไมโครเมตร (20 – 200 อังสตรอม) สำหรับแยกสารโมเลกุลใหญ่ คอลลอยด์ ออกจากน้ำและสารโมเลกุลเล็ก แต่ไม่สามารถแยกสารละลายน้ำขนาดใหญ่ได้ ซึ่งอัลตราฟิลเตรชัน เป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาดรูพรุนประมาณ 0.1 – 10 ไมโครเมตร สำหรับแยกสารโมเลกุลใหญ่ สารแขวนลอยหรืออนุภาคเล็ก ๆ ออกจากของเหลว โดยแรงขับเคลื่อนในการป้อนสารละลายต่ำกว่าอัลตราฟิลเตรชัน (รัตนา, 2541) ทั้งนี้ตัวแปรสำคัญที่แสดงความสามารถในการแยก และแสดงสมรรถนะของกระบวนการ คือ ค่าฟลักซ์ (J) และค่าความต้านทานการกรอง สมการของฟลักซ์เขียนในรูปของแรงขับเคลื่อน (ΔP) ความหนืด (μ) และความต้านทานต่อการไหล (R_t) ดังสมการที่ (1)

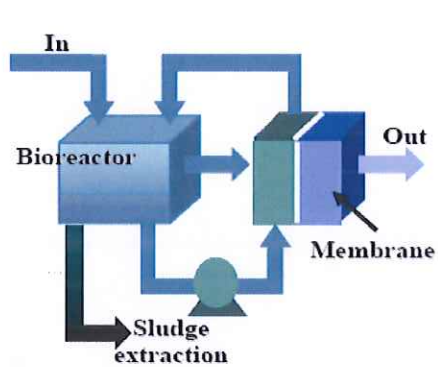
$$J = \Delta P / \mu R_t \quad (1)$$

สมการความต้านทานรวม (R_t) จะเป็นผลบวกของความต้านทานย่อย ได้แก่ ความต้านทานของเมมเบรน (R_m) ความต้านทานจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (R_{fc}) และความต้านทานเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (R_{irre}) ดังสมการที่ (2)

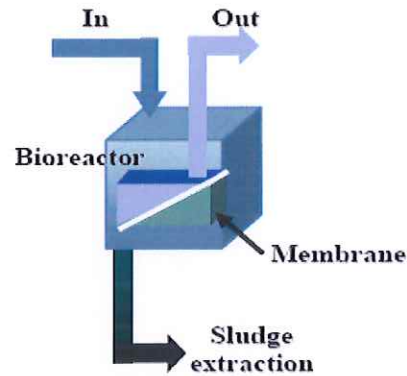
$$R_t = R_m + R_{fc} + R_{irre} \quad (2)$$

จากหลักการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ซึ่งรวมถึงปฏิกรณ์ชีวภาพและเมมเบรนเข้าด้วยกัน ซึ่งดัดแปลงจากระบบเอเอสโดยตัวเมมเบรนทำหน้าที่แยกมวลตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งใช้แทนถังตกตะกอนที่ 2 ดังภาพประกอบที่ 1-9 ทั้งนี้ส่วนของเมมเบรนอาจจะติดตั้งในลักษณะแยกส่วนออกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Sidestream MBR) ซึ่งหลักในการเดินระบบ คือ เดินระบบที่ค่าความดันคงที่ โดยสมรรถนะของระบบจะถูกประเมินด้วยการติดตามค่าฟลักซ์ขณะกรอง และอีกแบบ คือแบบที่เมมเบรนจมตัวอยู่ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Submerged MBR) ซึ่ง จะเดินระบบที่ความฟลักซ์คงที่และประเมินสมรรถนะระบบด้วยการ

ติดตามค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure) โดยค่าฟลักซ์ที่แนะนำเพื่อลดระดับของการเกิดฟาวลิ่งคือ ระหว่าง $10 - 30 \text{ l/h/m}^2$ (Guglielmi *et.al.*, 2006 และ Psoch *et.al.*, 2005)



Sidestream MBR



Submerged MBR

ภาพประกอบที่ 1-9 รูปแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Sidestream และ Submerged MBR)

ที่มา : Wisniewski, 2007

โดยทั่วไปสถานะที่กำหนดในการเดินระบบทั้ง 2 ระบบ คือ Sidestream MBR และ Submerged MBR มีข้อพิจารณาคือคล้ายกับระบบเอเอส (Activated Sludge: AS) ซึ่งสรุปได้ดังตาราง ที่ 1-7

ตารางที่ 1-7 สภาวะทั่วไปในระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (MBR) และระบบเอเอส (Activated Sludge: AS)

สภาวะกำหนด	ระบบบำบัด	
	AS	MBR
<u>ค่าฟลักซ์</u>		
เดินระบบในระยะสั้น, l/h/ m ²	-	25-35
เดินระบบในระยะเวลายาวนาน, l/h/ m ²	-	15-30
ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน, mbar	-	200
ความเข้มข้นสลัดจ์, mg/l	2,500-4,000	5,000-25,000
อายุสลัดจ์ (SRT), d	5 - 15	>20
เวลากักพักชลศาสตร์ (HRT), h	3 - 5	1-9
อัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M), kgCOD/(kgMLSS d)	0.2 - 0.6	<0.2
อัตราการระบรทุกเชิงปริมาตร, kgCOD/(m ³ d)	-	20
อุณหภูมิ, °C	25-35	10-35
ความความเป็นกรด - ค่า (pH)	6.8-8.2	7-7.5
ความถี่ในการล้างย้อน, min	-	5-16
ระยะเวลาในการล้างย้อน, s	-	15-30
<u>พลังงานที่ใช้, kWh/m³</u>		0.20-0.40
สำหรับการเติมอากาศ, ร้อยละ	-	80-90
สำหรับการสูบน้ำ, ร้อยละ	-	10-20

ที่มา : Melin *et.al*, 2006 และ สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2540

จากตารางที่ 1-7 แสดงสภาวะภายในระบบบำบัด ที่เป็นสภาวะกำหนดของระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (MBR) และระบบเอเอส (Activated Sludge: AS) ไม่ได้มีความแตกต่างกันมาก ในการกำหนดสภาวะภายในระบบเพื่อควบคุมการทำงานและการเติบโตของกลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบบำบัด โดยเฉพาะอย่างยิ่งแบคทีเรีย (Heterotrophic bacteria) จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ให้อยู่ในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์ (Bitton, 1994) และจากการศึกษา กลุ่มจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบเติมอากาศ จะประกอบด้วยจุลินทรีย์และประเภทของกลุ่ม

จุลินทรีย์รวมถึงลักษณะและ/หรือคุณสมบัติของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดทางชีวภาพโดยแสดงดังตารางที่ 1-8

ตารางที่ 1-8 จุลินทรีย์และประเภทของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบบำบัดทางชีวภาพ

จุลินทรีย์	ประเภท	ลักษณะและ/หรือคุณสมบัติ
แบคทีเรีย(Bacteria) เป็นจุลินทรีย์เซลล์เดี่ยว ขนาดเล็ก มีความจำเป็นต้องได้รับสารอาหารที่มีองค์ประกอบธาตุต่างๆ เพื่อการเจริญเติบโต		
	Autotrophic bacteria	เปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนเตรทได้
	Chemolithrophic bacteria	เป็นแบคทีเรียกลุ่มที่ได้พลังงานจากการเผาผลาญสารอินทรีย์ (Oxidation) เพื่อนำมาใช้ในการสังเคราะห์สารอินทรีย์
	Photosynthetic bacteria	เป็นแบคทีเรียกลุ่มที่ได้พลังงานจากพลังงานแสงอาทิตย์และธาตุคาร์บอนไดออกไซด์มาสังเคราะห์สารอินทรีย์
Heterotrophic bacteria ใช้ธาตุคาร์บอนจากสารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน		
	Aerobic bacteria	เป็นแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนอิสระในการสลายสารอินทรีย์ให้เกิดพลังงาน
	Anaerobic bacteria	เป็นแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการสลายสารอินทรีย์ให้เกิดพลังงาน
	Facultative bacteria	เป็นแบคทีเรียที่สามารถดำรงอยู่ได้ทั้งสภาพมีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจน ขึ้นอยู่กับปริมาณสภาพแวดล้อมที่แบคทีเรียอาศัยอยู่
สาหร่าย (Algae) เป็นพืชขนาดเล็ก ส่วนใหญ่มีสีเขียว สามารถสังเคราะห์คาร์โบไฮเดรตจากคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ และได้ออกซิเจน		
	Green algae	มีลักษณะเป็นเส้นยาวสีเขียวถึงสีเขียวคล้ำ
	Flagellated algae	เป็นสาหร่ายกลุ่มมีขนยาวๆ
	Diatom	มีลักษณะเป็น 2 ฝา

ตารางที่ 1-8 (ต่อ)

จุลินทรีย์	ประเภท	ลักษณะและ/หรือคุณสมบัติ
รา (Fungi) ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน มีบทบาทในการหมุนเวียนสารอาหารในสิ่งแวดล้อม สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาวะกรดและสิ่งแวดล้อมที่รุนแรง ส่วนใหญ่ประกอบด้วยเซลล์หลายเซลล์เรียงตัวเป็นเส้นใย เป็นตัวชี้วัดถึงสภาวะหรือประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย		
โพรโตซัว (Protozoa) ทำหน้าที่เป็นตัวช่วยกินตะกอนจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย ทำให้คุณภาพดีขึ้นหรือใสขึ้น และเป็นตัวบ่งบอกปริมาณออกซิเจนในน้ำ		
	Sarcodia	อาศัยอยู่ได้ในน้ำที่มีออกซิเจนละลายน้ำต่ำ
	Fagellata	พบในระบบบำบัดแบบแอกติเวจเต็ดสลัดจ์
	Ciliata	พบในระบบบำบัดแบบแอกติเวจเต็ดสลัดจ์
ไวรัส (Viruses) มีขนาดเล็ก ไม่มีลักษณะเป็นเซลล์ การดำรงชีวิตจะอาศัยในสิ่งมีชีวิตชนิดอื่น ๆ เป็นตัวบ่งบอกว่าน้ำเสียมาจากแหล่งกำเนิดใด รวมทั้งทำให้ทราบว่าต้องมีการดำเนินการอย่างไรกับน้ำเสียก่อนและหลังผ่านการบำบัด		

ที่มา : Bitton, 1994 และ สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549

อย่างไรก็ตาม จุลินทรีย์ ที่พบในระบบบำบัด ยังเป็นตัวบ่งบอกประสิทธิภาพของระบบบำบัดและปัญหาต่างๆ ภายในระบบ ซึ่งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะขึ้นอยู่กับลักษณะของสภาพแวดล้อมและอาหารภายในระบบ ดังนี้

- ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

แบคทีเรียแต่ละชนิดมีความต้องการสภาวะแวดล้อมที่เป็นกรด - ด่าง แตกต่างกันไป เนื่องจากบางชนิดสามารถเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่เป็นกลาง บางชนิดชนิดเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่เป็นกรด อย่างไรก็ตาม pH ที่เหมาะสมสำหรับแบคทีเรีย โดยทั่วไปจะมีค่าอยู่ระหว่าง 5 - 9 และเหมาะสมที่สุดคือ 6.8 - 7.2 ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมที่ใช้ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยเฉพาะระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศทั่วไป (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549 และ Srinath, 1976)

- อุณหภูมิ

โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์จะเจริญในช่วงอุณหภูมิ 25 - 35 องศาเซลเซียส และสำหรับอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนตริไฟอิง จะอยู่ในช่วง 28.0-36.0 องศาเซลเซียส (Sharma and Ahlert, 1977) ซึ่งถ้าอุณหภูมิมีค่าสูงกว่า 35.0 องศาเซลเซียส อัตราการเจริญเติบโตของไนตริไฟอิงแบคทีเรียจะลดลง

- ออกซิเจนละลาย

ปริมาณความเข้มข้นของออกซิเจนที่ให้กับระบบบำบัดน้ำเสียนั้นจะมีอิทธิพลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนตริไฟอิง และอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ถ้ามีค่าออกซิเจนละลายสูงจะทำให้แบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีและมีผลทำให้เกิดปฏิกิริยาสูงขึ้นด้วย แต่หากเติมอากาศจนมีค่าออกซิเจนละลายมากเกินไปก็มีข้อเสีย คือ เปลืองพลังงานและค่าดำเนินการของระบบบำบัด ดังนั้นเพื่อที่จะรักษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันให้สูง จะต้องรักษาค่าออกซิเจนละลายไว้ที่ 1.5-2.0 mg/l (Sharma and Ahlert, 1977)

2.) ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

จากรายงานวิจัย สำหรับการประยุกต์ใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำบำบัดน้ำเสีย-น้ำเสียชุมชนนั้นสามารถสรุปประสิทธิภาพได้ดังตารางที่ 1-9 ถึง ตารางที่ 1-10 รวมถึงข้อเด่น และข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน รวบรวมแสดงดังตารางที่ 1-11

ตารางที่ 1-9 แสดงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ ในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลชุมชนไฮเดียน ประเทศจีน (Haidian community hospital)

พารามิเตอร์	COD (mg/l)	BOD ₅ (mg/l)	NH ₃ ⁺ -N (mg/l)	Turbidity (NTU)	T (°C)	pH	Bacteria (number/l)	E. coli (number/100ml)
Influent	48-277.5	20-55	10.1-23.7	6.1-27.9	14-20	6.2-7.1	9.9 × 10 ³	>1600
Effluent	<30	<0.4	<1	<4	16-18	6.2-7.1		<23
Standard	150	100	25		<55	6-9		<50

* ชนิดของเมมเบรน Polyethylene Microfiltration 0.4 μm, Hollow fiber membrane, HRT 7.2 h.

Standard: มาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศจีน (NEPA of China.)

ที่มา Wen *et al*, 2003

จากตารางที่ 1-9 แสดงให้เห็นว่า E. coli หลังจากผ่านระบบบำบัดแล้วสามารถบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 98 ซึ่งเป็นสิ่งที่บ่งบอกประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถึงประสิทธิภาพชีวภาพ เมมเบรนสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามการทำงานของเมมเบรน ก็มีข้อจำกัดเนื่องจากการเกิดฟาวลิง (Fouling) เนื่องจากการอุดตันของตัวถูกละลายหรือจุลินทรีย์บนผิวหน้าของเมมเบรนซึ่งทำให้ฟลักซ์ลดลงหากเดินระบบกรองที่ค่าความดันคงที่ หรือทำให้ค่าความดันส่งผ่านขณะกรองสูงขึ้นเมื่อเดินระบบกรองที่ค่าฟลักซ์คงที่ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าสมรรถนะของระบบ ลดลง ต้องเข้าสู่ขั้นตอนการฟื้นฟูสภาพชุดเมมเบรนเพื่อให้สามารถเดินระบบต่อไป ขณะที่ประสิทธิภาพของระบบฯ นั้นขึ้นกับสภาวะและกลไกการบำบัดทางชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ตารางที่ 1-10 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ชนิดของเมมเบรน	รูปแบบและลักษณะการใช้งาน	ชนิดของถังปฏิกรณ์	ชนิดของน้ำเสีย	สภาวะชุดการทดลอง			ประสิทธิภาพของการบำบัด (%)	ระยะเวลาทำความสะอาด (d)	ที่มา
				ฟลักซ์ (l/hm ²)	เฮลธอร์ที (day)	เฮลธอร์ที (h)			
Chlorinated Polyethylene Microfiltration 0.4 µm	HF	Anoxic tank & MBB tank	Domestic Wastewater	-	-	4.0	COD removal 98 %	-	Kishino <i>et. al.</i> ,1995
	SMBR								
Polyvinylidene fluoride Microfiltration 0.04 µm	HF	Anoxic tank & MBB tank	Municipal Wastewater	25 – 32	-	-	COD removal 98.1 %	-	Guglielmi <i>et. al.</i> , 2006
	SMBR								
Polysulphone Microfiltration 0.08 µm	HF	MBB tank	Municipal Wastewater	-	-	48	COD removal 97%	-	Khongnakorn <i>et. al.</i> ,2006
	SMBR								
Polyethylene Ultrafiltration 0.04 µm	HF	Anoxic zone & Oxidic zone	Municipal Wastewater	-	60	10,8,6,4	COD removal 96%	-	Chae <i>et. al.</i> ,2007
	SMBR								
Polysulphone Ultrafiltration 0.04 µm	HF	MBB tank	Municipal Wastewater	14.83	-	-	COD removal 97.3 %	-	Dialynas <i>et. al.</i> ,2008
	SMBR								
Polyethylene Microfiltration 0.4 µm	HF	MBB tank	Municipal Wastewater	-	30,35	8	COD removal 97.8 – 99.9 %	-	Thamer <i>et. al.</i> ,2008
	SMBR								
Polyvinylidene fluoride Microfiltration 0.2 µm	Sheet membrane	Anoxic tank & MBB tank	Municipal Wastewater	25	40	1.3,3.9	COD removal 93.9 %	160	Wang <i>et. al.</i> ,2008
	SMBR								

HF = Hollow fiber SMBR = Submerged Membrane Bioreactor

ตารางที่ 1-11 ข้อเด่นและข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

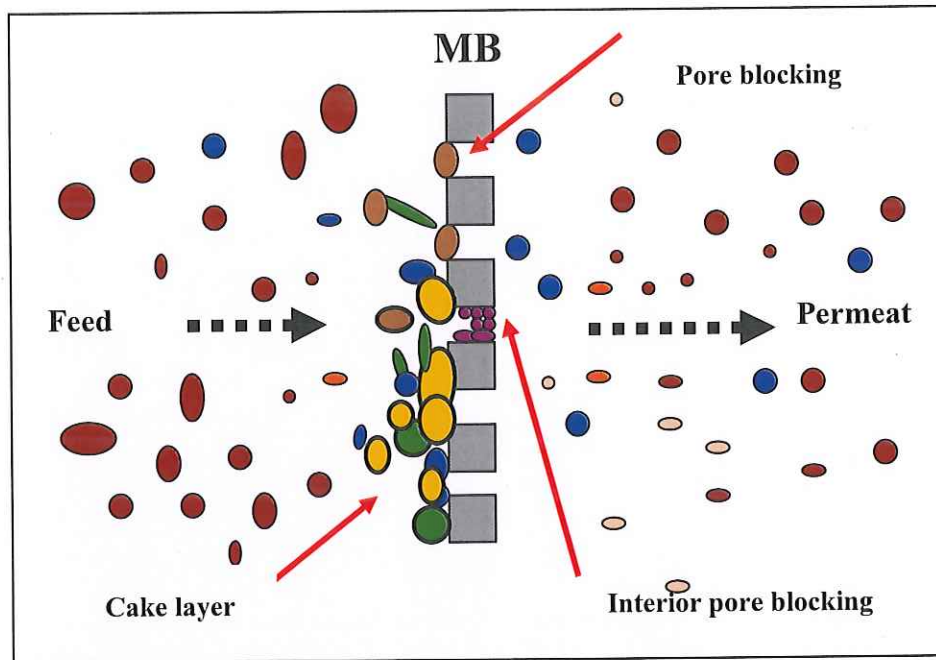
ข้อเด่น	ข้อจำกัด
<ul style="list-style-type: none"> - สารแขวนลอย ทั้งหมดจะถูกกำจัดเมื่อผ่านการแยกสารด้วยเมมเบรน และไม่มีปัญหาในการมีปริมาณไม่เพียงพอของน้ำสลัดจ์ - มีช่วงเวลาในการกักเก็บสลัดจ์ให้อยู่ในถังเติมอากาศได้นานขึ้น ทำให้สามารถรักษาระยะเวลาการเจริญเติบโต ของจุลชีพได้อย่างสมบูรณ์ - สามารถแยกไวรัสและแบคทีเรียบางชนิดได้ - มีขนาดกะทัดรัดไม่เปลืองพื้นที่ เพราะชุดอุปกรณ์เยื่อแผ่นมีการออกแบบให้มีพื้นที่ในการกรองต่อหน่วยปริมาตรของอุปกรณ์สูง - สามารถแยกสารละลาย โดยไม่ต้องใช้สารเคมี - ด้วยปริมาณของ เอ็มแอลเอสเอส ที่มากกว่า ทำให้มีขีดความสามารถในการบำบัดสูง และเกิดตะกอนส่วนเกินน้อยกว่า - จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตช้าสามารถรักษาไว้ในถังปฏิกรณ์ด้วยอายุตะกอนที่นาน 	<ul style="list-style-type: none"> - มีต้นทุนของเมมเบรนและการติดตั้งสูง - ระบบต้องอาศัยผู้เชี่ยวชาญที่มีความรู้เรื่องเทคโนโลยีเมมเบรน - ปัญหาการเกิดฟาวลิงของเมมเบรน - การปรับสภาวะของเทคนิคการล้างให้เหมาะสมกับรูปแบบฟาวลิงและสารเคมีที่ใช้

ที่มา : ธนาวุฒิ ส่งแสง, 2546 และ Stephenson *et al.*, 2000

3.) การเกิดฟาวลิง (Fouling)

เนื่องจากในกระบวนการเมมเบรนเป็นการใช้ความดันในการขับเคลื่อนสารป้อนผ่านเมมเบรน ปัญหาหลักที่เกิดขึ้นระหว่างการกรองคือ การเกิดฟาวลิง (Fouling) ซึ่งจะส่งผลกระทบต่ออัตราการลดของค่าฟลักซ์และประสิทธิภาพของเมมเบรนในระยะยาว โดยการเกิดฟาวลิงสามารถเกิดขึ้นได้หลายรูปแบบ มี 3 ลักษณะ ดังภาพประกอบที่ 1-10 คือ บนผิวด้านนอกของเมมเบรนเป็นชั้นเค้ก (Cake layer) ที่ช่องเปิดของรูกรอง (Pore blocking) หรือภายในรูของเมมเบรน

(Interior pore fouling) ซึ่งการเกิดฟาวลิ่ง โดยเฉพาะการเกิดฟาวลิ่งแบบ Interior pore fouling ทำให้ขนาดรูเล็กลง กีดขวางการไหล และล้างทำความสะอาดได้ยาก โดยลักษณะของการเกิดฟาวลิ่งรูปแบบต่างๆ ขึ้นกับหลายปัจจัย เช่น ขนาดอนุภาคของสารป้อน คุณลักษณะของสารป้อน ชนิดและวัสดุเมมเบรน



ภาพประกอบที่ 1-10 ลักษณะการเกิดฟาวลิ่ง (Fouling) 3 แบบ
ที่มา: ดัดแปลงจาก พรทิพย์ ศรีแดง, 2549

สำหรับฟาวลิ่งในลักษณะต่างๆ ที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนนั้น เรียกว่าปรากฏการณ์ไบโอฟาวลิ่ง (Bio-fouling) จากมวลชีวภาพเกาะหน้าผิวเมมเบรน(ชันทอง, 2547) โดยในระบบบำบัดทางชีวภาพจะพบจุลินทรีย์หลายกลุ่ม เช่น แบคทีเรีย รา สาหร่าย โปรโตซัว และไวรัส (Bitton, 1994) ซึ่งโปรตีน คอลลอยด์ และแบคทีเรียจะปล่อยสารประกอบออกมา นอกเซลล์ เรียกว่า Extracellular Polymeric Substance หรือ EPS และมาจากยีสต์ (Pierre et al., 2006 และ Gautama et al., 2006) ก็เป็นสาเหตุหลักที่ทำให้เกิดไบโอฟาวลิ่ง (Bio-fouling) (Drewsa et al., 2006) สาร EPS นี้มีส่วนประกอบ คือ โปรตีน กรดนิวคลีอิก และชีวมีก ซึ่งสาร ESP จะนี้เมื่อถูกปลดปล่อยออกมาแล้วสะสม ติดที่เมมเบรนจะทำให้เกิดความสามารถในการเลือกผ่านของเมมเบรนและ ประสิทธิภาพการทำงานของเมมเบรนลดลง (Drewsa et al., 2006) ทั้งนี้อาจสรุปประเภทของฟาวลิ่งได้ 2 แบบใหญ่ๆ ตามกลยุทธ์ที่ใช้ฟื้นฟูสภาพการกรอง คือ

1. ฟาวลิงแบบฟื้นสภาพได้ (Reversible fouling) เป็นชนิดของฟาวลิงที่ใช้วิธีการทางไฮโดรไดนามิกส์ เช่น การใช้ความปั่นป่วน การใช้แรงเฉือนผิวหน้า และการล้างย้อนกลับ เป็นต้น

2. ฟาวลิงแบบฟื้นสภาพไม่ได้ (Irreversible fouling) เป็นชนิดของฟาวลิงที่ต้องใช้สารเคมีเพื่อฟื้นสภาพเนื่องจากเกิดแรงกระทำระหว่างสารละลายอนุภาคในของเหลวกับเนื้อวัสดุเมมเบรน หรือดูดติดแน่น (Solutes interaction and adsorption) บนผิวเมมเบรน รวมถึงเกิดการตกผลึกเคมีของสารประกอบอนินทรีย์บนผนังเมมเบรน (Inorganic chemical precipitation) (Hesse et al., 1999) และหากชั้นอนุภาคที่เกาะอยู่บนผิวเมมเบรนเกิดโครงสร้างเป็นโครงข่ายสามมิติของตัวมาก เรียก Fouling layer นั้นว่า ชั้นเจล (Gel layer) อย่างไรก็ตามการเกิดฟาวลิงในระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนถูกเรียกรวมว่า ไบโอฟาวลิง (Biofouling) ซึ่งทำให้ค่าเพอร์มิเทฟลักซ์ (Permeate flux) ลดลง ส่งผลให้ต้องเพิ่มค่าใช้จ่ายในการทำมาความสะอาดเมมเบรนและทำให้อายุใช้งานเมมเบรนสั้นลง

4.) วิธีการป้องกันและฟื้นสภาพเมื่อเกิดฟาวลิง (ขันทอง สุนทรภา, 2547)

1. วิธีการป้องกัน

1.1 การบำบัดสารป้อนเบื้องต้น (Pretreatment) ด้วยการเติมสารช่วยการตกตะกอน การกรองเบื้องต้น (Pretreatment) การปรับค่า pH การเติมคลอรีน หรือการดูดซับด้วยคาร์บอน

1.2 การดัดแปลงผิวหน้าเมมเบรน (Membrane surface modification) โดยการเติมหมู่ชอบน้ำหรือหมู่ที่มีประจุที่ผิวของเมมเบรน

1.3 การออกแบบอุทกพลศาสตร์ของโมดูลให้เหมาะสม (Hydrodynamic optimization of the membrane module) โดยออกแบบให้เกิดแรงเฉือนเนื่องจากการไหลของสารป้อนที่ผิวหน้าของเมมเบรนสูงๆ เช่น วิธีการเติมอากาศ

2. การฟื้นสภาพ

การล้างเมมเบรน (Membrane cleaning) ด้วยสารเคมีที่เหมาะสม เมื่อฟลักซ์ลดลงจนถึงระดับหนึ่งเพื่อให้ได้ฟลักซ์กลับคืนมาบางส่วนหรือให้ได้เท่าเดิมซึ่งสารเคมีที่ใช้ควรมีคุณสมบัติ ดังนี้

- ละลายสารอุดตันหรือทำให้สารอุดตันเกาะตัวน้อยลง
- รักษาสภาพการกระจายตัวของสารอุดตันไม่ให้กลับไปสะสมอีก
- ไม่เป็นสารที่ก่อให้เกิดการอุดตันเสียเอง

- ไม่ทำให้เมมเบรนเสื่อมสภาพ

โดยสารเคมีที่ใช้ทำความสะอาดได้แก่ กรดไนตริก (HNO_3) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) สารเชิงซ้อน EDTA (Ethylene-diamine-tetra-acetic-acid) เอนไซม์ (Enzyme) สารซักฟอก (Detergent) และสารฆ่าเชื้อ (Disinfectant) เป็นต้น โดยมีขั้นตอนการทำทำความสะอาดผิวเมมเบรนโดยใช้สารเคมีในการทำทำความสะอาด ดังตารางที่ 1-12

ตารางที่ 1-12 แสดงขั้นตอนการทำทำความสะอาดเมมเบรนโดยใช้สารเคมี

วิธีที่	สารเคมี	ความเข้มข้น	วิธีการและระยะเวลา
1	NaOCl Citric acid	0.3 wt.% 0.2 wt.%	Backflow through membrane (2 h) + soaking (2 h)
2	NaOCl Citric acid	0.2 wt.% 0.2–0.3 wt.%	Backpulse and recirculate
3	NaOCl Citric acid	0.01 wt.% 0.2 wt.%	Recirculate through lumens, mixed liquors and in-tank air manifolds
4	NaOCl Citric acid	0.5 wt.% 1 wt.%	Backflow through membrane (2 h) + soaking (2 h)

ที่มา : ดัดแปลงจาก Clech *et al.*, 2006

จากวิธีการหลัก สามารถสรุปวิธีการต่างๆที่ใช้ในการลดการเกิดฟาวลิงที่มีการศึกษา ทางตรงและทางอ้อม โดยสรุปดังตารางที่ 1-13

ตารางที่ 1-13 แสดงวิธีการป้องกันและวิธีลดการเกิดฟาวลิ่ง

วิธีการ	ที่มา
ทางตรง	
Membrane cleaning	Porter 1990
Impulse feed	Boonthanon et al. 1991
Turbulence promoter	Shen and Probststein 1979
Dean vortex	Mallubhotla and Belfort 1997
Rotating–vibrating membrane	Reed et al. 1997
Outside aeration	Silva et al. 2000
ทางอ้อม	
Pretreatment by coagulation–filtration	Chellam et al. 1997
Membrane surface modification	Wiesner and Chellam 1999
Selecting optimum operating conditions	Belfort et al. 1994
Changing operating modes	Cote et al. 1998

ที่มา : คัดแปลงจาก Zhou *et al.*, 2002

นอกจากนี้ยังมีการใช้เทคนิคต่างๆ ในการเดินระบบ เพื่อป้องกันและลดการเกิดฟาวลิ่ง โดยสรุปดังตารางที่ 1 – 14

ตารางที่ 1-14 เทคนิคการป้องกันและลดการเกิดฟาวลิ่ง ขณะเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

เทคนิคการป้องกันและลดการเกิดฟาวลิ่ง / วิธีการ	อ้างอิง
การสูบน้ำเพอมีเอทออกเป็นระยะๆ (Intermittent suction)	
- การสูบสลับลอยตัว โดยสูบ 12 นาที และหยุด 3 นาที โดยเดินระบบเป็นระยะเวลา 60 วันและมีอัตราการเติมอากาศตลอดการทดลองที่ 5 l/min พบว่าเมื่อเดินระบบผ่านไป 10 วันมีค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน ที่ 10 kPa และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ แต่อย่างไรก็ตาม ค่า	Seo <i>et al.</i> , 2004

ตารางที่ 1-14 (ต่อ)

เทคนิคการป้องกันและลดการเกิดฟาวลิง / วิธีการ	อ้างอิง
ความดันส่งผ่านเมมเบรนมีค่าคงที่ อยู่ที่ 20 kPa ซึ่ง ไม่มีการล้างเมมเบรนตลอดการทดลอง	
- การสูบสลับหยุดสูบ โดยสูบ 8 นาที และหยุด 2 นาที โดยมีการเดินระบบเป็นเวลา 180 วัน ที่ค่าฟลักซ์เริ่มต้นที่ 5.4 l/h/m ² และเมื่อเดินระบบค่าฟลักซ์ลดลงอย่างช้า เหลืออยู่ประมาณ 2.7 l/h/m ² ตลอดชุดการทดลอง ไม่มีการล้างเมมเบรน	Birima <i>et al.</i> , 2005
- การสูบสลับหยุดสูบ โดยสูบ 15 นาที และหยุด 15 นาที ที่ค่าฟลักซ์ 20.83 l/h/m ² พบว่าตลอดการทดลองมีค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ	Chu <i>et al.</i> , 2005
การเติมอากาศแบบเป็นระยะ ๆ (Intermittent aeration)	
- การเติมอากาศสลับกับหยุดเติม ซึ่งมีเดินระบบ 150 วัน ที่อัตราการเติมอากาศ 17 l/min โดยเติมอากาศสลับหยุดเติม ที่ 90/60 min และ 35/40 min พบว่า การเติมอากาศสลับหยุดเติมอากาศ 90/60 min มีค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนไม่คงที่ โดยในช่วง 40 วันแรกของการทดลอง ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนเริ่มต้นที่ 40 kPa และเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว สูงถึง 70 kPa และตั้งแต่วันที่ 50 จนถึงสิ้นสุดการทดลองค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนมีค่าอยู่ในช่วง 50 – 70 kPa โดยระหว่างการทดลองมีการล้างเมมเบรน 2 ครั้ง ส่วนการเติมอากาศสลับหยุดเติม ที่ 35/40 min พบว่า ตลอดชุดการทดลองมีค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนอยู่ในช่วง 20 – 30 kPa และ ไม่มีการล้างเมมเบรนในช่วงการทดลอง	Yeom <i>et al.</i> , 1999
การออกแบบอุทกพลศาสตร์ของ โมดูลให้เหมาะสม (Hydrodynamic optimization of the membrane module)	
- ใช้ความสูงของน้ำเหนือท่อน้ำออก 1.69 m เป็นความดันให้น้ำเพอมีเอทไหลผ่านเมมเบรน พบว่าตลอดการใ้ใช้งาน 371 วัน ไม่มีการล้างเมมเบรน และอัตราการไหลผ่านเมมเบรนมีค่าคงที่	Ueda <i>et al.</i> , 1999

สลายตัวของอนุภาคหรือการทำลาย โครงสร้างของเซลล์อันเนื่องมาจากการไม่ขยายตัวของ จุลินทรีย์จึงเชื่อได้ว่าการบำบัดด้วยสนามไฟฟ้ามีประสิทธิภาพในการฆ่าเชื้อโรคทำให้เมมเบรนเกิด ฟาวลิ่งลดลงและเสริมให้นอกจากนี้ยังช่วยลดการใช้สารเคมีที่จะต้องนำมาทำความสะอาดเมมเบรน ด้วย

อย่างไรก็ดี Aronsson *et al.*, 2001 ได้ศึกษาผลกระทบจากการใช้สนามไฟฟ้า ตั้งแต่ 25 – 35 kV/cm กับ จุลินทรีย์ 4 ชนิด คือ *Escherichia coli*, *Listeria innocu*, *Leuconosto mesenteroides* และ *Saccharomyces cere_isiae* ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้ มีความแตกต่างกันทั้งขนาด รูปร่างและผนังเซลล์ พบว่าจำนวนเซลล์ลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มสนามไฟฟ้า ระหว่าง 30 kV/cm ขึ้น ไป และเกิดความร้อนในกระบวนการศึกษา จากการสังเกตด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน ก็พบว่า เยื่อหุ้มเซลล์ก็ไม่ได้ถูกทำลาย แต่ก็สามารถบอกได้ว่าความร้อนส่งผลทั้งทางตรงและทางอ้อมต่อ จุลินทรีย์

Brown *et al.*, 1999 ใช้สนามไฟฟ้ากระแสสลับกับเซลล์แบคทีเรีย 4 ชนิด คือ *Escherichia coli*, *Serratia marcescens*, *Pseudomonas aeruginosa* and *Bacillus subtilis*. ได้แสดงให้เห็นว่า เซลล์แบคทีเรียชนิดเดียวกันเคลื่อนที่ไปรวมกันเป็น โซเซลล์ ที่บริเวณขั้วไฟฟ้า อีกทั้งเม็ด พอลิเมอร์ก็เกาะที่บริเวณขั้วไฟฟ้า โดยใช้คุณสมบัติความเข้มข้นของอนุภาค ซึ่งสามารถควบคุม การเคลื่อนที่ของเซลล์ได้

มีรายงานโดยจตุพรและคณะ (2542) และ Wanichapichart *et al.*, 2002เกี่ยวกับ ไฟฟ้ากระแสสลับในกลุ่มเซลล์ขนาด 2.0-15.0 ไมครอน ที่แขวนลอยในสารละลายน้ำตาล ทำให้ เกิดการเคลื่อนที่ไปรวมกันที่ขั้วไฟฟ้า โดยอาศัยหลักการสภาพนำไฟฟ้าของสารละลาย ความถี่ และ ความเข้มสนามไฟฟ้า โดยเทคนิคดังกล่าวอาศัยสมบัติทางไฟฟ้าของเซลล์ที่มีค่าต่างกันเป็นหลัก

จากการศึกษาผลของสนามไฟฟ้าที่มีต่อเซลล์ พบว่าทั้ง ไฟฟ้ากระแสตรงและ กระแสสลับมีผลต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสีย (กระบวนการทางกายภาพ กระบวนการทางเคมีด้วย การเติมสารเคมี และการบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ) ซึ่งมีวัตถุประสงค์ที่จะกำจัด สารอินทรีย์ทั้งในรูปแขวนลอยและสารอินทรีย์ในรูปละลายในน้ำเสียออก ทั้งนี้กระบวนการบำบัด ทางชีวภาพเป็นกระบวนการบำบัดที่นิยมใช้ เพราะมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงในขณะที่มีค่าใช้จ่าย ต่ำ เนื่องจากอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม แบคทีเรียที่มีอยู่ในถังหรือบ่อบำบัดทำหน้าที่ย่อย สลายสารอินทรีย์ปนเปื้อนในน้ำเสีย อย่างไรก็ตามการประยุกต์ใช้เทคนิคทางไฟฟ้าจะส่งผลในการยัง ยั้งหรือการกระตุ้นจุลินทรีย์ให้มีจำนวนเพิ่มขึ้นขึ้นอยู่กับเงื่อนไขที่ใช้ศึกษากับชนิดของจุลินทรีย์ใน น้ำเสีย และการนำเทคนิคทางไฟฟ้าสามารถทำให้อนุภาคไม่มีชีวิตอื่นๆ ที่แขวนลอยในสารละลาย/ น้ำเสีย เกิดการรวมตัวกันได้ดังที่ Brown *et al.*, 1999 พบ

ในการเดินระบบเบื้องต้น ที่มีการนำสนามไฟฟ้ากระแสสลับมาใช้ร่วมกับการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ โดยปัญหาของการเดินระบบบำบัดน้ำเสียร่วมกับการทำงานของสนามไฟฟ้า เนื่องจากในส่วนของอุปกรณ์ทางไฟฟ้า ที่จะนำมาใช้ในการเดินระบบ มีปัญหาการใช้งาน โดยไม่สามารถให้แสงไฟฟ้าที่เพียงพอต่อความต้องการใช้งานจริงภายในระบบ

1.3 วัตถุประสงค์

เพื่อศึกษาประสิทธิภาพ และสมรรถนะของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้สถานะที่เหมาะสมในการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลให้ได้ประสิทธิภาพการบำบัดและสมรรถนะสูงที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้งานในระดับสเกลโรงพยาบาลชุมชนได้
2. ได้ข้อมูลคุณภาพน้ำทิ้งหลังการบำบัดด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวเพื่อเป็นแนวทางในการนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่
3. ได้องค์ความรู้เพื่อจัดอบรม หรือ ถ่ายทอด และ สาธิตการใช้งานแก่โรงพยาบาลที่ต้องการใช้ประโยชน์
4. ได้ผลงานวิจัยเผยแพร่อย่างน้อย 1 เรื่อง

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

การวิจัยครั้งนี้ได้ทำการทดลอง ณ ห้องปฏิบัติการน้ำเสีย คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ซึ่งมีรายละเอียดของการดำเนินการวิจัย ดังนี้

2.1 วิธีการดำเนินการวิจัย

การดำเนินการวิจัยครั้งนี้ ประกอบด้วย การเดินระบบบำบัดน้ำเสียด้วยแบบจำลองของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ และศึกษาสมรรถนะของระบบขณะกรองแบบต่อเนื่อง ที่ค่าฟลักซ์คงที่ 2 ค่า พร้อมทั้งสรุปแนวทางการนำน้ำทิ้ง ที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล ซึ่งมีรายละเอียดของการดำเนินการวิจัย ดังนี้

2.1.1 ศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงพยาบาล

เก็บตัวอย่างน้ำเสีรวมจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ก่อนเข้าสู่บ่อเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล โดยนำตัวอย่างน้ำเสียที่เก็บได้มาวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย ซึ่งพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ pH, Temperature, SS, BOD₅, TCOD, SCOD, TKN, NH₄+N, Turbidity และ E.coli

2.1.2 การเตรียมการ และดำเนินการทดลองเดินระบบบำบัดฯ

ในขั้นการเตรียมการก่อนเดินระบบแบบจำลองของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว ต้องทำการทดสอบความพร้อมของอุปกรณ์ และทดสอบชุดเมมเบรน โดยมีขั้นตอนดังนี้

- 1) ออกแบบและสร้างแบบจำลองของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่มีชุดเมมเบรนจมตัวขนาดความจุประมาณ 20 ลิตร ทำจากวัสดุอะคริลิกใส พร้อมอุปกรณ์ประกอบ คือ ชุดแผ่นจ่ายอากาศและเครื่องอัดอากาศ ชุดวัดค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure; TMP) ซึ่งต่อเชื่อมกับชุดเมมเบรนที่สามารถรายงานผลแบบต่อเนื่อง และ แสดงผลในเครื่องคอมพิวเตอร์ได้ เพื่อติดตามสมรรถนะของระบบกรองด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว

2) ทดสอบความพร้อมของระบบฯและชุดเยื่อกรองก่อนเริ่มการทดลอง โดยการทดสอบรอยรั่ว ซึมจากจุดต่อ เชื่อม ของแบบจำลองระบบฯ ทดสอบหาค่าอัตราการกรองเริ่มต้นของชุดเมมเบรนด้วยน้ำประปา (Initial membrane permeability) โดยป้อนน้ำประปาผ่านเมมเบรนสะอาดที่แต่ละค่าฟลักซ์ที่แตกต่างกัน โดยบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรอง (Transmembrane Pressure;TMP) เพื่อนำไปใช้คำนวณหาค่าความต้านทานการไหลผ่านเมมเบรนก่อนเริ่มทำการทดลอง (Hydrodynamic resistance of the membrane, R_m) จากสมการความสัมพันธ์ของดาร์ซี และทดสอบประสิทธิภาพของชุดแผ่นเยื่อกรองกับสารละลายที่มีความขุ่นหรือ สารละลายสีเพื่อดูว่ามีการถึกขาคของเยื่อกรองหรือไม่ ก่อนจะใช้จริง

3) การเริ่มต้นการทดลองในแบบจำลองระบบบำบัดฯ โดยการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับน้ำเสียที่ศึกษา ด้วยการนำมวลสลัดจ์จากถังตกตะกอนระบบแอสของโรงงานยางขึ้นแห่งหนึ่งในจังหวัดสงขลา ที่มีความเข้มข้นมวลสลัดจ์เริ่มต้นที่ 1,500 mg/L ผสมกับป้อนน้ำเสียโรงพยาบาลในถังปฏิกรณ์ โดยภายในถังปฏิกรณ์ไม่มีการวางเมมเบรนแต่มีการเติมอากาศ 20 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 3 ชั่วโมง และทิ้งให้เกิดการตกตะกอนวันละ 1 ครั้ง แล้วถ่ายน้ำใสออกและนำน้ำส่วนใส วิเคราะห์ค่าซีโอดี ทำเช่นนี้ต่อเนื่องเพื่อปรับสภาพการทำงานของจุลินทรีย์จนคุ้นชินกับน้ำเสียที่ต้องบำบัด ซึ่งเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยดูจากผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดี ที่ให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่าร้อยละ 80 ดำเนินการทดลองเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่อเนื่อง โดยความเข้มข้นมวลสลัดจ์ของระบบเริ่มต้นที่ 2,000 mg/l ป้อนน้ำเสียเข้าระบบ และเดินระบบบำบัด ที่ค่าฟลักซ์คงที่ขณะกรองด้วยเมมเบรนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีค่า เท่ากับ 10 และ 20 l/h/m² เดินระบบแบบต่อเนื่อง และควบคุมสภาวะแวดล้อมในระบบ ได้แก่ อุณหภูมิภายใต้อุณหภูมิห้อง พีเอชอยู่ในช่วง 6.8 – 8.2 และออกซิเจนละลายไม่ต่ำกว่า 2 mg/l เพื่อให้เหมาะสมต่อการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ โดยตลอดระยะเวลาการศึกษาไม่มีการถ่ายน้ำสลัดจ์ออกจากระบบ

2.1.3 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย

ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล ซึ่งดำเนินการเก็บน้ำเสีย ประมาณ 3 ครั้ง/สัปดาห์ ตั้งแต่เดือน เมษายน – สิงหาคม โดยศึกษาผลของค่าฟลักซ์ 2 ค่า คือ 10 และ 20 l/h/m² และสรุปชุดการทดลองดังตารางที่ 2 – 1 และวิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบฯ โดยวิเคราะห์คุณภาพน้ำป้อนเข้าระบบน้ำทิ้งหลังบำบัด (กรองผ่านเมมเบรน) และน้ำสลัดจ์ (MLSS) สรุปดังตารางที่ 2 – 2 ถึง 2 - 4 กำหนดตัวแปรวิเคราะห์น้ำ วิธีการวิเคราะห์แต่ละตัวอย่างและความถี่ของการวิเคราะห์แต่

ตัวอย่าง ตามวิธีการ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WES, 1998)

ตารางที่ 2 – 1 สภาวะของการเดินระบบและชุดการทดลองที่ศึกษา

สภาวะกำหนด	ชุดการทดลองที่	
	1	2
Permeation of flux (l/h/m ²)	10	20
Hydraulic retention time (day)	0.416	0.208
pH	6.8-8.2	6.8-8.2
Temperature (°C)	25-30	25-30
F/M ratio, day ⁻¹ .	0.18	0.29
Air flow rate (l /min)	5	5
DO (mg/L)	6 – 7.8	5.6 – 6.5
TMP limitation (bar)	0.5	0.5
SRT (day)	Infinity	Infinity

ตารางที่ 2 – 2 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
SS	Gravimetric Method
MLSS/MLVSS	Gravimetric Method
Temperature	Thermometer
pH	Electrometric Method
DO	Membrane Electrode
BOD ₅	Azide Modification Method

ตารางที่ 2-2 ต่อ

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
COD	Close Reflux Method
Color	Spectrophotometer Method
NO ₃ ⁻ - N	Cadmium Reduction Method
NH ₄ - N	Titrimetric Method
TKN	Macro - Kjeldahl Method
Turbidity	Turbidity Meter
E.Coli	Multiple Tube Fermentation Technique
ลักษณะโครงสร้างกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบ	Particle Size Analysis และ Microscopy photo image
SVI	คำนวณจาก SV ₃₀ และ MLSS

ตารางที่ 2 - 3 จุดเก็บและพารามิเตอร์วิเคราะห์

จุดเก็บ	พารามิเตอร์
1. Influent tank	COD, BOD ₅ , pH, E.Coli, Temperature, NH ₃ - N, TKN, SS
2. Permeate tank	COD, BOD ₅ , pH, E.Coli, Temperature, NO ₃ ⁻ - N, NH ₄ - N, TKN, Turbidity, SS, Color, Turbidity
3. MBR tank	pH, DO, Temperature, MLSS, MLVSS, SVI, ลักษณะโครงสร้างกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบ

ตารางที่ 2 - 4 ความถี่ของการวิเคราะห์แต่ละพารามิเตอร์

จุดเก็บ	พารามิเตอร์	ความถี่ (ครั้ง/สัปดาห์)
1. Influen tank	- pH, Temperature - COD, BOD ₅ , E.Coli, NH ₃ - N, TKN, SS	ทุกวัน 3
2. Permeate tank	- pH, Temperature - COD, BOD ₅ , E.Coli, NO ₃ ⁻ - N, NH ₃ - N, TKN, Turbidity, SS, Color	ทุกวัน 3
3. MBR tank	- pH, DO, Temperature - MLSS, MLVSS, SVI - ลักษณะ โครงสร้างกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบ	ทุกวัน 3 1 หรือ 2

2.1.4 ศึกษาสมรรถนะการทำงานของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ศึกษาสมรรถนะการกรองโดยชุดเมมเบรนจมน้ำในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ด้วยการศึกษาค่าความดันตกผ่านเมมเบรนที่บันทึกค่าไว้ขณะกรอง เพื่อกำหนดค่า dP/dt คือ ค่าอัตราเร็วการเกิด ฟาวลิง รวมทั้งใช้เทคนิคการฟื้นฟูสภาพชุดเมมเบรนด้วยวิธีการทางไฮโดรไดนามิกส์ (การฉีดล้าง) และการใช้สารเคมีฟื้นฟูสภาพเพื่อระบุสาเหตุของการเกิดฟาวลิง เมื่อกำหนดค่าความดันตกผ่านเมมเบรนสูงสุดที่ 500 มิลลิบาร์ ถ้าเกินค่าที่กำหนดจะทำการฟื้นฟูสภาพเพื่อระบุสาเหตุ และชนิดฟาวลิงที่เกิดขึ้น โดยใช้เวลาในการล้างเมมเบรน เมื่อสิ้นสุดชุดการทดลอง 1 วัน และทำการเดินระบบต่อเนื่องทันที โดยมีขั้นตอน และสารเคมีที่ใช้ในการฟื้นฟูสภาพเมมเบรน (หรือการล้างเมมเบรนหลังการทดลอง หากไม่เกิดฟาวลิงอย่างรุนแรง และรวดเร็ว) ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 ฉีดน้ำกลั่นล้างเมมเบรน เป็นระยะเวลา 30 นาที

ขั้นตอนที่ 2 ล้างย้อนด้วยน้ำกลั่น 60 นาทีและ กรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน

บันทึกค่าฟลักซ์ ค่าความดันตกผ่านเมมเบรน และปริมาณน้ำที่กรองได้ เป็นระยะเวลา 10 นาที

ขั้นตอนที่ 3 ล้างย้อนกลับด้วยสารละลายกรดซัลฟิวริกความเข้มข้น 1% w/v เป็น

ระยะเวลา 60 นาที และแช่ ในสารละลายกรดซัลฟูริกความเข้มข้น 1% w/v เป็นระยะเวลา 60 นาที กรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน บันทึกราค่าฟลักซ์ ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน และปริมาณน้ำที่กรองได้ เป็นระยะเวลา 10 นาที

ขั้นตอนที่ 4 ล้างย้อนกลับด้วยสารละลาย โซเดียมไฮดรอกไซด์ ความเข้มข้น 1% w/v เป็น ระยะเวลา 60 นาที และแช่ ในสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ความเข้มข้น 1% w/v เป็นระยะเวลา 60 นาที กรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน บันทึกราค่าฟลักซ์ ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน และปริมาณน้ำที่กรองได้ เป็นระยะเวลา 10 นาที

ขั้นตอนที่ 5 ล้างย้อนกลับด้วยสารละลาย โซเดียมไฮโปคลอไรด์ความเข้มข้น 1% w/v เป็น ระยะเวลา 60 นาที และแช่ ในสารละลายโซเดียมไฮโปคลอไรด์ความเข้มข้น 1% w/v เป็นระยะเวลา 60 นาที กรองน้ำกลั่นผ่าน เมมเบรน บันทึกราค่าฟลักซ์ ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน และปริมาณน้ำที่กรองได้ เป็นระยะเวลา 10 นาที

ขั้นตอนที่ 6 กรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน และวัดค่า pH ของ น้ำที่กรองได้ จนกว่าค่า pH จะมีค่า เท่ากับ 7

ขั้นตอนต่าง ๆ ของการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนสามารถนำไปหาค่าความต้านทานเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรนจากฟาวลิง และระบุสาเหตุการเกิดฟาวลิงได้

2.1.5 ตรวจสอบลักษณะมวลสัณฐาน และกลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบ

วิเคราะห์ขนาดการกระจายตัวของมวลสัณฐานด้วยเครื่อง Laser Particle Size Analyzer (ผลิตภัณฑ์รุ่น COULTER LS 230) และตรวจสอบโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จากถึงปฏิภรณ์ โดยใช้กล้องจุลทรรศน์ที่บันทึกภาพได้ (ผลิตภัณฑ์ของรุ่น Olympus รุ่น BX51)

2.1.6 การวิเคราะห์ข้อมูล

เปรียบเทียบคุณภาพน้ำหลังบำบัดกับค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง โรงพยาบาลตามประกาศของกรมควบคุมมลพิษ (กรมควบคุมมลพิษ, 2549) วิเคราะห์และสรุปผลในรูปแบบตารางและกราฟ โดยคิดประสิทธิภาพการบำบัดด้วยการคำนวณแบบ Normalized value (Kurniawan *et al.*, 2006) และเสนอแนวทางการจัดการน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียน ใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล โดยใช้มาตรฐานน้ำหมุนเวียนใช้ใหม่ขององค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US EPA) และมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก. ของกรมควบคุมมลพิษ

ศึกษาสาเหตุและลักษณะของการเกิดฟาวลิงในแต่ละชุดการทดลองจากกราฟ

ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากับค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรองเพื่อประเมินสมรรถนะของระบบฯ เมื่อใช้วิธีการล้างชุดเมมเบรนด้วยเทคนิคไฮโดรไดนามิกส์ร่วมกับการใช้สารเคมี เมื่อค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนสูงกว่า 500 มิลลิบาร์

วิเคราะห์ผลการศึกษาจากข้อมูลเชิงปริมาณ คือ โดยรายงานเป็นตัวเลขค่าเฉลี่ย± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน เพื่อแปลผลการศึกษาโดยใช้ข้อมูลเชิงคุณภาพ ได้แก่

- ประสิทธิภาพ และสมรรถนะของระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์
- การจัดการน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาลให้เหมาะสมแต่ละประเภทกิจกรรม โดยพิจารณามาตรฐานน้ำเพื่อการหมุนเวียนใช้ใหม่ของประเทศสหรัฐอเมริกาที่คุณภาพน้ำทิ้งที่ออกจากระบบฯ เพื่อสรุปกิจกรรมที่สามารถนำทิ้งจากระบบฯ ไปหมุนเวียนใช้ใหม่

2.2 วัสดุ และอุปกรณ์

2.2.1 วัสดุ

วัสดุที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย น้ำเสียจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ จ. สงขลา และสารเคมีระดับคุณภาพวิเคราะห์ (Analytical grade) สำหรับการวิเคราะห์คุณภาพน้ำดื่มพารามิเตอร์ที่กำหนด (ตารางที่ 2-4) โดยมีข้อมูลประกอบดังนี้

1.) น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียป้อนเข้าระบบแบบจำลอง คือ น้ำเสียจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ. สงขลา โดยควบคุมสภาวะการเดินระบบให้เหมาะสมสำหรับการบำบัดทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน เช่น pH ระหว่าง 6.8 – 8.2 ค่าออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน และค่า BOD₅: N: P ในช่วง 2.0 – 5.0 mg/L และ 100:5:1 ตามลำดับ

2.) สารเคมี

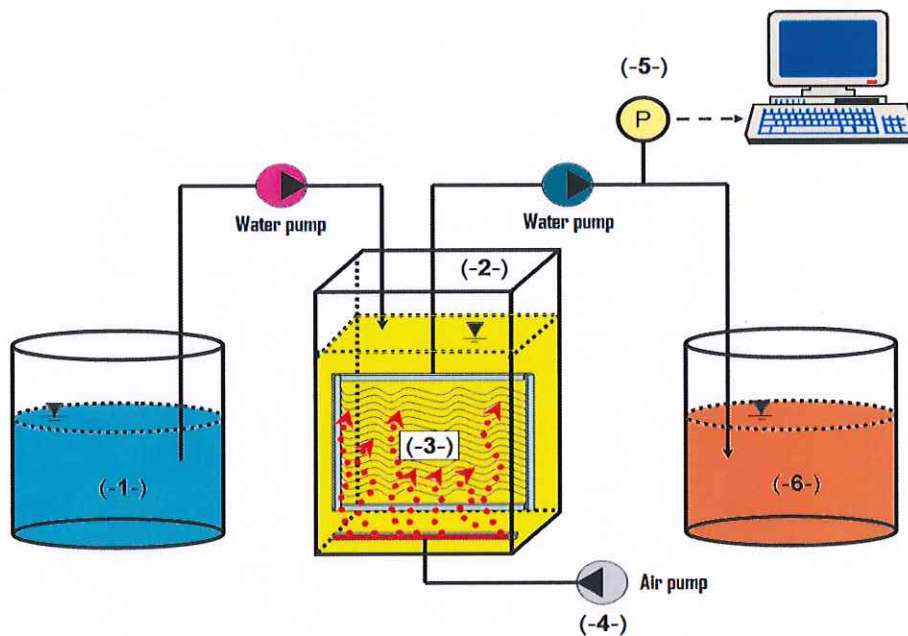
สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง และการวิเคราะห์คุณภาพของน้ำ เป็นสารเคมีระดับคุณภาพวิทยาศาสตร์

2.2.2 อุปกรณ์

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย แบบจำลองระบบฯ และอุปกรณ์ประกอบแบบจำลอง อุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง และอุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในห้องปฏิบัติการ ซึ่งมีรายละเอียดต่างๆ ดังนี้

1.) แบบจำลองระบบฯ และอุปกรณ์ประกอบแบบจำลอง

แบบจำลองระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมน้ำระดับห้องปฏิบัติการที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ แสดงดังภาพประกอบที่ 2 – 1 ประกอบด้วย



ภาพประกอบที่ 2- 1 แบบจำลองระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

1. ถังป้อนน้ำเสียเข้าระบบ (Feed tank) (-1-)
2. เครื่องสูบบารีด (Peristetic pump) 2 เครื่อง ซึ่งแต่ละเครื่องจะมีปุ่มปรับความเร็วของน้ำเสียตามที่กำหนด โดยการควบคุมค่าฟลักซ์ให้คงที่ในทุกๆ วัน จะวัดปริมาณน้ำเพอมีเอท ให้มีค่าคงที่ตลอดการดำเนินการทดลอง
 - เครื่องที่ 1 ทำหน้าที่สูบน้ำเสียจากถังป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนด้วยค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m²

- เครื่องที่ 2 ทำหน้าที่ดูดน้ำออกจากชุดกรองเข้าสู่ถังเก็บน้ำเพอมีเอท ด้วยค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m²

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนปริมาตร 20 ลิตร (-2-) ทำด้วยอะครีลิกใส ทรงสี่เหลี่ยมที่มีชุดเมมเบรนแบบท่อกลวงเส้นใย (Hollow fiber membrane) (-3-) จมตัวภายในระบบผลิตจากวัสดุโพลีเอทิลีน ชนิดพอลิเมอร์ชอบน้ำ (Hydrophilic polymer membrane) ที่มีขนาดรูช่องเปิด 0.22 ไมโครเมตร มีพื้นที่ผิวประมาณ 0.2 ตารางเมตร ที่ขึ้นรูปเส้นใยเป็นชุดโมดูลโดยปลายยึดติดไว้กับโครงซึ่งเชื่อมต่อกับชุดวัดค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure; TMP) (-5-) และเครื่องคอมพิวเตอร์ใช้สำหรับบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรองน้ำรวมทั้งชุดจ่ายอากาศ (-4-) เพื่อให้ออกซิเจนและความปั่นป่วนผสมในถังปฏิกรณ์

3. ถังเก็บกักน้ำเพอมีเอท (น้ำทิ้งนอกระบบ) (-6-)

2.) อุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง

4. ขวดน้ำเก็บตัวอย่างพลาสติกขนาด 1 ลิตร

5. แกลลอนพลาสติกขนาด 25 ลิตรสำหรับใส่น้ำเสียมาทดลองใน

ห้องปฏิบัติการ

3.) อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

6. UV-VIS Spectrophotometer ผลิตภัณฑ์ Shimadzu รุ่น UV 1601

7. Touch mixer ผลิตภัณฑ์ Fisher Scientific รุ่น 231

8. เครื่องชั่ง 2 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ Mettler Toledo รุ่น PB1502

9. เครื่องชั่ง 4 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ Mettler Toledo รุ่น AB 204

10. เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ผลิตภัณฑ์ของ Wissenschaftlich

Technische Werkstätten รุ่น pH 526

11. เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) เครื่องวัดออกซิเจน (DO meter)

ผลิตภัณฑ์ของ Wissenschaftlich Technische Werkstätten รุ่น pH/Oxi 340i

12. ตู้อบความร้อนแห้ง (Hot air oven) ผลิตภัณฑ์ของ Contherm รุ่น 240M

13. เครื่องกวนชนิดใช้แม่เหล็ก (Magnetic stirrer) และเตาไฟฟ้า (Hot plate)

ผลิตภัณฑ์ของ Framo-GerTMtetechik รุ่น M 21/1

14. ชุดกรองบุคเนอร์ (Buchner Filter)

15. เครื่องปั๊มสุญญากาศ (Vacuum Pump) ผลิตภัณฑ์ GAST รุ่น 0296

16. ชุดกลั่นแอมโมเนีย (Ammonia Distillation Apparatus) ผลิตภัณฑ์ Gerhardt รุ่น

17. ตู้ดูดความชื้น (Desiccator) ผลิตภัณท์ Sanplatee
18. เตาหย่อยสลายตัวอย่างสำหรับซีโอไซด์แบบปิด (Heating Blocks) ผลิตภัณท์ J.P

Selecta รุ่น R.A.T.

19. กระดาษกรอง GF/C ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 47 มิลลิตร
20. เครื่องอ่างไอน้ำ (Water Bath)
21. ตู้บ่มเชื้อควบคุมอุณหภูมิ
22. เครื่องแก้วต่างๆ ที่ใช้ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์

บทที่ 3

ผลการศึกษาและวิจารณ์ผลการศึกษา

การดำเนินการวิจัยครั้งนี้ ผู้วิจัยศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ กรณีศึกษา การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา พร้อมทั้งเสนอแนวทางการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล ซึ่งผลการศึกษามีรายละเอียดดังนี้

- 3.1 ลักษณะน้ำเสียของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา
- 3.2 ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ก่อนเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ
- 3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ
- 3.4 สมรรถนะการทำงานของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ
- 3.5 ลักษณะและโครงสร้างมวลสลัดจ์ และกลุ่มจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ
- 3.6 แนวทางการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล
- 3.7 ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

3.1 ลักษณะน้ำเสียของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา

การศึกษาวิจัยในครั้งนี้ ผู้วิจัยใช้น้ำเสียจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เป็นน้ำเสียป้อนเข้าระบบ โดยเก็บน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ (ผ่านบ่อเกรอะของโรงพยาบาล) ก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด (บ่อเติมอากาศ) พบว่าเมื่อนำตัวอย่างน้ำเสียมาวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสียทางกายภาพและเคมี โดยแสดงไว้ดังตารางที่ 3-1

ตารางที่ 3-1 แสดงลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์

พารามิเตอร์	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน	มาตรฐานน้ำทิ้ง
pH	7.20 \pm 0.29	5 – 9
Color (SU)	1.07 \pm 0.34	-
Temperature (°C)	26.34 \pm 0.91	-
SS (mg/l)	114.78 \pm 70.6	20
TCOD (mg/l)	433.4 \pm 153.55	30
SCOD (mg/l)	143.81 \pm 50.31	
BOD ₅ (mg/l)	162 \pm 36.56	20
TKN (mg/l)	37.05 \pm 11.55	35
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	30.42 \pm 5.87	-
Turbidity (NTU)	84 \pm 45	-
E.Coli(MPN/100 ml)	2.1 x10 ⁸ - 7 x 10 ¹⁰	-

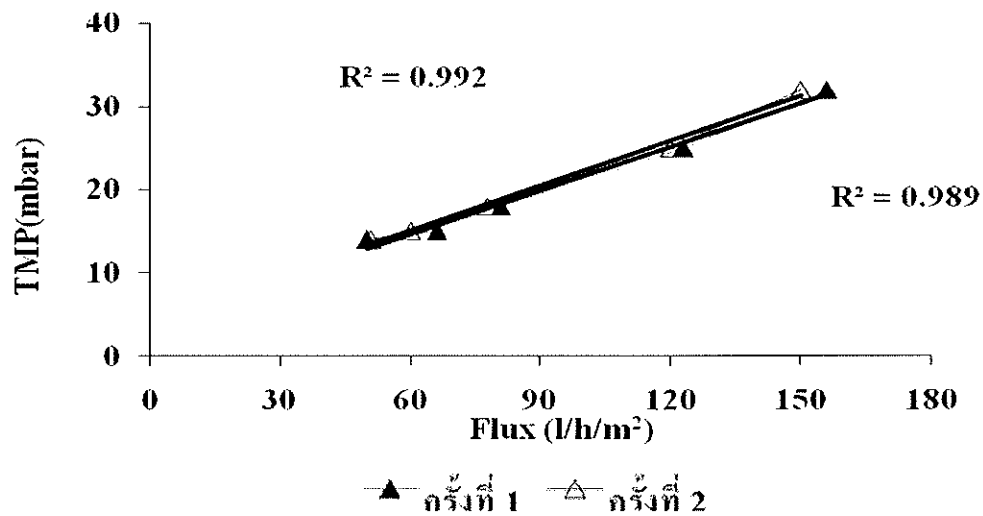
หมายเหตุ : มาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก. (กรมควบคุมมลพิษ, 2549)

จากตารางที่ 3-1 น้ำเสียรวมของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ มาจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์และบ้านพักอาศัยของบุคลากร โรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ซึ่งมีค่าความเป็นกรด-ด่าง อยู่ในช่วง 6.28 – 7.46 ซึ่งมีลักษณะค่อนข้างเป็นกลาง ส่วนอุณหภูมิของน้ำเสียอยู่ในช่วง 25 – 28.2 องศาเซลเซียส เป็นช่วงอุณหภูมิปกติของอากาศประเทศไทย เนื่องจาก โรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เป็นโรงพยาบาลที่มีจำนวนเตียงมากกว่า 250 เตียงขึ้นไปซึ่งเป็นโรงพยาบาลขนาดใหญ่ มีปริมาณน้ำเสียที่ปล่อยเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียมีประมาณ 1,500 m³/day โดยมาจากโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ประมาณ 1,100 m³/d และมาจากบ้านพักอาศัยของบุคลากรโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อีกประมาณ 400 m³/d จึงส่งผลให้ค่าบีโอดี (BOD), ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) สูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก. (กรมควบคุมมลพิษ, 2549) โดยมีค่าบีโอดี (BOD) ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) และซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 163.69, 405.6 และ 152.12 mg/l ตามลำดับ ซึ่งแสดงว่าน้ำเสียมีส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายยากเป็นส่วนใหญ่ เนื่องจากน้ำเสียโรงพยาบาลนั้นมาจากกิจกรรมภายในโรงพยาบาล เช่น จากห้องครัว ห้องน้ำ และห้องผ่าตัด น้ำเสียจากโรงพยาบาลจึงมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ เช่น เศษอาหาร อุจจาระ ในส่วนของค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์คาร์บอน สำหรับปริมาณสารแขวนลอย (SS) ในน้ำเสียจากโรงพยาบาล มี

ค่าเฉลี่ยเท่ากับ 90.11 mg/l โดยสาเหตุที่มีปริมาณสารแขวนลอยเกินกว่ามาตรฐาน นั้นเนื่องจากของแข็งรวมถึงอนุภาคสารแขวนลอยต่างๆมีขนาดเล็กกว่ารูกรองของตะแกรงดักเศษขยะ จึงทำให้มีปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสีย เกินกว่ามาตรฐาน ในส่วนของสารประกอบไนโตรเจน ในรูปของ TKN และ NH_4^+-N มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35.89 และ 30.13 mg/L เนื่องจากน้ำเสียโรงพยาบาล นั้นมาจาก กิจกรรมภายในโรงพยาบาล เช่น จากห้องครัว ห้องน้ำ และห้องผ่าตัด โดยจากห้องครัว มีการปนเปื้อนของ เศษอาหารและส่วนประกอบต่างๆ ในการทำอาหาร รวมทั้งน้ำเล็ดจากการผ่าตัด และการรักษาภายในโรงพยาบาล ซึ่งในแต่ละวัน ก็มีปริมาณมาก โดยอยู่ในรูปของ โปรตีนและ สารประกอบไนโตรเจนปนเปื้อนในน้ำเสีย ส่งผลให้สารประกอบไนโตรเจน ในรูปของ TKN และ NH_4^+-N มีค่าสูงกว่ามาตรฐานน้ำทิ้ง *E. coli* ในน้ำทิ้งของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ พบว่ามีปริมาณที่สูงมาก มีค่าเฉลี่ยสูงถึง 3.5×10^{10} MPN มีค่าเฉลี่ยสูงกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งประเภท ก.มาก เนื่องจาก เชื้อ *E. coli* มีอยู่ตามธรรมชาติในลำไส้ใหญ่ของสัตว์และมนุษย์ โดยจะปนเปื้อนออกมาทางอุจจาระ ซึ่งโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ มีจำนวนผู้ป่วยที่เข้ารับการรักษา รวมถึงบุคลากร ในโรงพยาบาลเป็นจำนวนมาก

3.2 ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ก่อนเดินระบบ

ในเบื้องต้นผู้วิจัยได้ทำการทดสอบสภาพการซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ด้วยน้ำกลั่น เพื่อให้ได้มาซึ่งความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์ และ ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure) เพื่อใช้ในการคำนวณหาค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนก่อนใช้งาน (Hydraulic resistance of the membrane ; R_m) ภาพประกอบที่ 3-1 แสดงผลการกรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน 2 ครั้ง และบันทึกค่าฟลักซ์ และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน เพื่อนำไปใช้คำนวณค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of the membrane; R_m) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $7.28 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ โดยทั่วไป ค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของชุดเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) มีค่าอยู่ที่ $6.5 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ (Matosic *et al.*, 2008) โดยค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของชุดเมมเบรนสะอาดที่ใช้ในงานวิจัยนี้สูงกว่าค่าทั่วไป อาจเนื่องมาจาก เมมเบรนที่ใช้เป็นเมมเบรนที่ผ่านการใช้งานมาแล้ว



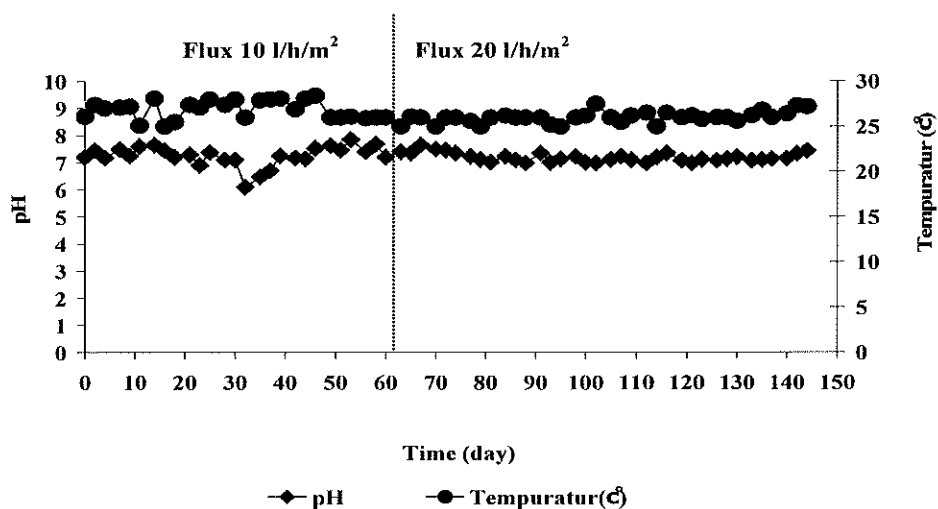
ภาพประกอบที่ 3-1 ผลทดสอบค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของชุดเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane)

3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว

จากการศึกษาประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลที่ค่าฟลักซ์คงที่ต่างกัน 2 ค่า คือ ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² โดยแสดงผลการศึกษาสภาวะแวดล้อมในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว ที่ควบคุม และแสดงประสิทธิภาพการบำบัด ของระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว ดังต่อไปนี้

3.3.1 สภาวะแวดล้อมภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว

ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวผู้วิจัยได้ติดตามสภาวะแวดล้อมในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ และความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายเมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศคงที่ ขณะเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว แบบต่อเนื่อง ที่ค่า ฟลักซ์ 10 และ 20 L/h/m² เพื่อควบคุมสภาวะดังกล่าวให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมเพื่อการบำบัดน้ำเสีย โดยแสดงดังภาพที่ 3 - 2



ภาพประกอบที่ 3-2 สภาวะแวดล้อมภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว

3.3.1.1 ความเป็นกรด – ด่าง (pH)

จากการศึกษาค่าพีเอชในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว พบว่าค่าพีเอชของระบบในช่วง 30 วันแรก ค่าพีเอช อยู่ใน ช่วง 6.9 – 7.65 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ คือ อยู่ใน ช่วง 6.8 – 8.2 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) และช่วงวันที่ 31 – 38 พบว่าค่าพีเอชในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวมีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 6.1 – 6.7 ซึ่งต่ำกว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์สาเหตุเนื่องมาจากน้ำเสียป้อนเข้าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว ในช่วงนั้นมีค่าอยู่ที่ 6.38 – 6.8 อย่างไรก็ตามเมื่อทำการปรับพีเอชให้สูงขึ้นด้วยการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ในน้ำเสียป้อนเข้าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว ซึ่งโซเดียมไฮดรอกไซด์สามารถเพิ่มบัฟเฟอร์ภายในระบบทำให้ค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้น (จิรวรรณ ชาลิวรรณ, 2546) และมีค่าคงที่ในระดับที่เหมาะสม คือ อยู่ระหว่าง 6.98 – 7.85

3.3.1.2 อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวตลอดการทดลอง มีค่าอยู่ในช่วง 25- 27 องศาเซลเซียส ซึ่งระบบบำบัดแบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้จุลินทรีย์กลุ่มที่ต้องการอากาศหรือออกซิเจนในการดำรงชีวิต ซึ่งเป็นอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ไม่ควรจะเกิน 40 องศาเซลเซียส หากอุณหภูมิของระบบเกินกว่า 40 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียก็จะลดลง ทั้งนี้เนื่องจากจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียในระบบจะทนไม่ได้และตายในที่สุด (สันตต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

3.3.1.3 ความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

ในการบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมต่อระบบบำบัดจะต้องมีค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ไม่ต่ำกว่า 2 mg/l (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) ซึ่งระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีการเติมอากาศตลอดเวลาเข้าสู่ระบบที่อัตราการเติมอากาศ 5 l/min พบว่ามีค่าออกซิเจนละลายในน้ำอยู่ในช่วง 5.61 – 7.7 mg/l ซึ่งค่าออกซิเจนละลายส่วนใหญ่ภายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนทั่วไปพบว่า มีค่าที่ สูงกว่า 4 mg/L Huange *et al.* (2001) และ Choi *et al.* (2008) อย่างไรก็ตาม แม้ออกซิเจนละลายในระบบจะมีค่าสูงกว่า 2 mg/l ก็อบางช่วงสูงถึง 7.7 mg/l ก็ไม่ส่งผลกระทบต่อการศึกษาหรือการทำงานของจุลินทรีย์ภายในระบบบำบัดน้ำ โดยจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า แม้ออกซิเจนละลายจะสูงถึง 7 mg/l ก็ไม่ส่งผลกระทบหรือยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ภายในระบบ (Lim *et al.* 2007) ซึ่งอัตราการเติมอากาศที่สูงภายในระบบบำบัดนั้น เพื่อให้เกิดการกวนของฟองอากาศกับผิวหน้าเมมเบรน เพื่อลดการเกิดฟาวลิง Fan and Hongde ,2007 ได้ศึกษาผลการเติมอากาศต่อการลดการเกิดฟาวลิงของเมมเบรนพบว่า ที่การเติมอากาศต่ำ 2 l/min มีอัตราการเร็วเกิดฟาวลิงสูงกว่าการเติมอากาศที่ 4 l/min

3.3.2 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวที่ค่าฟลักซ์ต่างกัน

จากการศึกษาประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ โดยประสิทธิภาพการบำบัด สามารถบ่งชี้ได้จากพารามิเตอร์ ต่างๆ คือ COD, BOD₅, E.Coli, NH₄ – N, TKN, Turbidity, SS, Color โดยจากงานวิจัย ได้วิเคราะห์และสรุปได้ดังตารางที่ 3-2

ตารางที่ 3-2 ประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวในการบำบัดน้ำเสีย
โรงพยาบาลสงขลานครินทร์

พารามิเตอร์	น้ำเสียก่อนบำบัด ค่าเฉลี่ย±ส่วน เบี่ยงเบนมาตรฐาน	ลักษณะน้ำเสียในระบ ค่าเฉลี่ย±ส่วนเบี่ยงเบน มาตรฐาน	น้ำเสียหลังบำบัด ค่าเฉลี่ย±ส่วนเบี่ยงเบน มาตรฐาน		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
			10 l/h/m ²	20 l/h/m ²	10 l/h/m ²	20 l/h/m ²
Turbidity, NTU	84±45	-	1.06±0.85	0.66±0.5	98.60	98.39
Color, SU	1.07±0.34	-	0.46±0.08	0.48±0.1 2	54.59	56.92
SS, mg/l	114.78±70.6	-	-	-	-	-
TCOD, mg/l	433.4 ±153.55	-	35.59±24.6	21.73±15	90	92.19
SCOD, mg/l	143.81±50.31	89.03±29.85	7	.55	72	84
BOD ₅ , mg/l	162±36.56	-	1.88±0.94	1.24±0.6 8	98.89	99.26
TKN, mg/l	37.05±11.55	-	4.62±2	6.35±2.8 1	86.34	80.88
NH ₄ ⁺ -N, mg/l	30.42±5.87	-	3.03±1.59	4.26±2.0 7	90.06	84.92
NO ₃ -N, mg/l	N.D	-	20.4±7.76	27.3±8.1 4	-	-
E.coli/MPN/10 0ml	2.1 x 10 ⁸ - 7 x 10 ¹⁰	-	4x10 ² - 4.6x10 ⁵	4x10 ² - 9x10 ²	99	99

หมายเหตุ : การสิ้นสุดแต่ละชุดการทดลอง คือเมื่อประสิทธิภาพการบำบัด COD คงที่

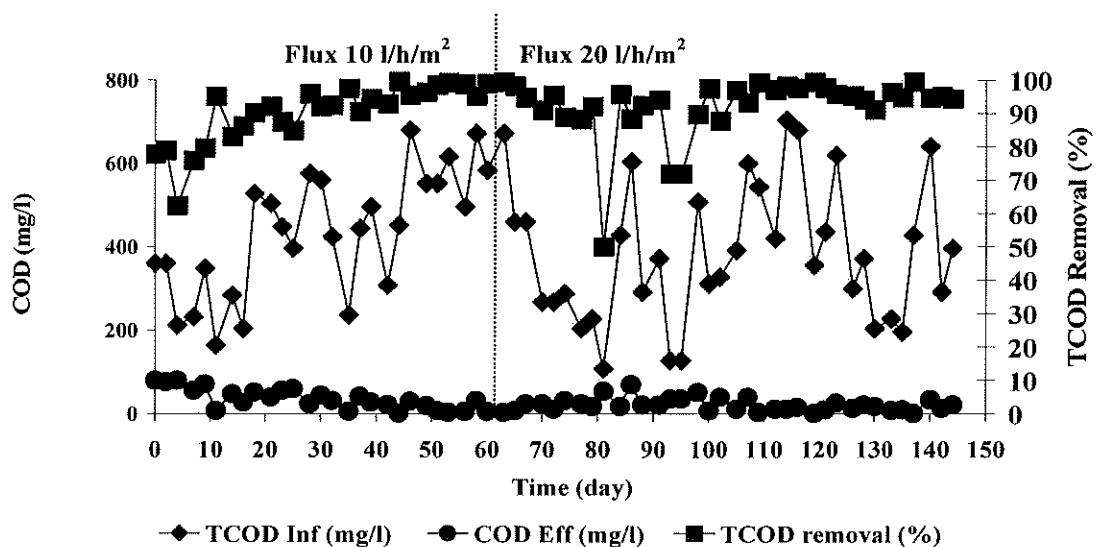
N.D: ไม่พบสิ่งมีชีวิต

จากตารางที่ 3-2 พบว่าประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ โดยภาพรวมพบว่า น้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เมื่อผ่านการบำบัด ประสิทธิภาพการบำบัดส่วนใหญ่ จะมากกว่า ร้อยละ 80 ในแต่ละค่าพลาซที่ทดสอบ จะเห็นได้ว่า ค่าพลาซที่ต่างกัน 2 ค่า จะมี HRT ที่ต่างกัน โดยในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพทั่วไปค่า HRT จะมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดทางชีวภาพของระบบ แต่ในส่วนของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียนั้น ค่า HRT หรือค่าพลาซที่แตกต่างกัน

ส่งผลโดยตรงต่อสมรรถนะการกรอง คือ เรื่องอัตราเร็วการเกิดฟาวลิ่ง ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำอาจแตกต่างกันหรือไม่แตกต่างกัน (Chang, 2006) ซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียเข้าระบบ องค์ประกอบของน้ำเสีย ดังเช่นผลการศึกษานี้ที่บำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ การเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 2 ค่าและมี HRT ที่ต่างกัน ประสิทธิภาพต่อการบำบัดไม่ได้แตกต่างกันเนื่องจากส่วนประกอบของน้ำเสียโรงพยาบาลมีการปนเปื้อนของสารเคมีและน้ำยาฆ่าเชื้อต่างๆ (พวงรัตน์ จิตวิทยานุกรม, 2548) จึงทำให้ปริมาณจุลินทรีย์ภายในระบบมีปริมาณที่น้อย จึงไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดที่แตกต่างกันมาก นอกจากการบำบัดสีในน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ที่มีประสิทธิภาพน้อยกว่า ร้อยละ 80 เนื่องจากข้อจำกัดของรูพรุนเมมเบรนในการกักกันองค์ประกอบของสี (ขันทอง สุนทรภา, 2547)

3.3.2.1 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีไอดี ซึ่งทำการวิเคราะห์ค่าซีไอดีทั้งหมด และค่าซีไอดีละลายน้ำของน้ำตัวอย่างหลังผ่านระบบบำบัดแบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว โดยแสดงปริมาณซีไอดีทั้งหมด ปริมาณซีไอดีละลายน้ำ และปริมาณซีไอดีคงเหลือในน้ำเพอมีเอท ดังภาพประกอบที่ 3-3 ที่ค่าฟลักซ์แตกต่างกันที่ 10 และ 20 l/h/m² และในภาพที่ 3-4 แสดงประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีทั้งหมดและซีไอดีละลายน้ำ ปริมาณซีไอดีละลายน้ำ ที่ค่าฟลักซ์ แตกต่างกันที่ 10 และ 20 l/h/m²



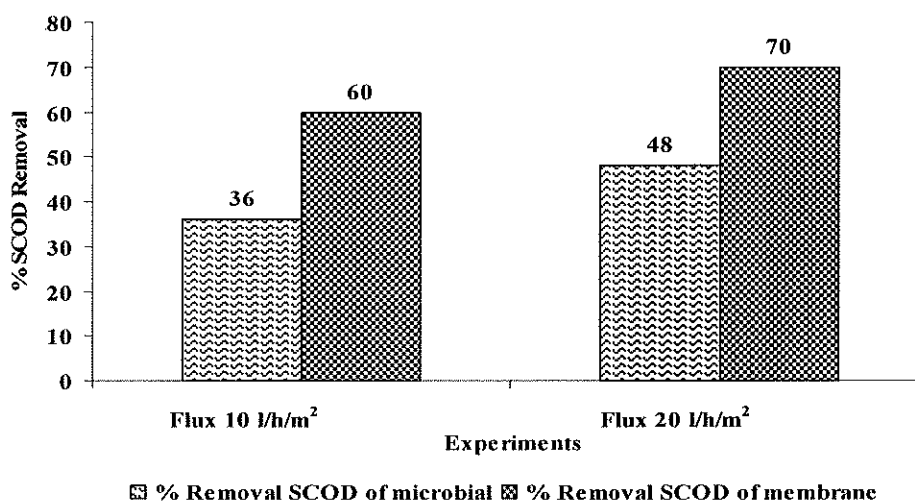
ภาพประกอบที่ 3-3 ความเข้มข้นของซีไอดีทั้งหมด น้ำเพอมีเอท และประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีทั้งหมดในค่าฟลักซ์ ที่ 10 และ 20 l/h/m²

จากภาพประกอบที่ 3-3 พบว่า ปริมาณสารประกอบอินทรีย์คาร์บอนในรูปของซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียเข้าระบบที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² อยู่ในช่วง 164 – 756 mg/l และ 128 – 704 mg/l ตามลำดับ โดยค่าซีโอดีทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบตลอดการทดลอง พบว่า ค่าความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดแต่ละครั้งมีค่าแปรปรวน เนื่องจากลักษณะน้ำทิ้งของโรงพยาบาลในแต่ละช่วงไม่เท่ากัน และกิจกรรมต่างๆ ภายในโรงพยาบาลที่แตกต่างในแต่ละวัน ส่งผลให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในแต่ละครั้งของการเก็บตัวอย่างน้ำเสีรวม โรงพยาบาลมีค่าไม่สม่ำเสมอ ซึ่งอาจมีผลต่อสภาวะการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียและคุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด

เมื่อพิจารณาผลการบำบัดซีโอดีทั้งหมดในน้ำเพอมีเอทจากระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว พบว่า ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35.59±24.67 และ 21.73±15.55 mg/L โดยคิดเป็นประสิทธิภาพประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมดได้สูง คือ เฉลี่ยร้อยละ 90.64 และ ร้อยละ 92.19 ตามลำดับ เนื่องจากเมมเบรนสามารถกักกันมวลสัจและกลุ่มแอโรบิกแบคทีเรียไว้ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวไว้ได้ทั้งหมด นอกจากนี้ปริมาณมวลสัจจะถูกสะสมในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวเนื่องจากไม่มีการถ่ายออกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว และจุลินทรีย์ในระบบบำบัดถูกเลี้ยงให้มีความคุ้นเคยกับน้ำเสียก่อนเริ่มต้นเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว (จันทร์ทรงกลด ช่างม่าย, 2550) และเมมเบรนที่มีขนาดรูกรอง 0.22 ไมโครเมตรสามารถกักกันสารแขวนลอย คอลลอยด์และอนุภาคขนาดเล็กออกจากน้ำเพอมีเอท (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541) จึงทำให้น้ำเพอมีเอทมีค่าทางกายภาพที่ดีมากคือความขุ่นต่ำกว่า 2 เอ็นทียู ซี 0.55 SU และมีค่าซีโอดีต่ำ

ผลจากการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดในรูปของซีโอดีละลายน้ำ ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/ m² โดยซีโอดีละลายน้ำของน้ำเสียเข้าระบบ น้ำเสียในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว (ก่อนผ่านเมมเบรน) และน้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัด หรือน้ำเพอมีเอท (หลังผ่านเมมเบรน) พบว่า มีค่าซีโอดีละลายน้ำของน้ำเสียเข้าระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 145±51.83 และ 152±63.37 mg/l ตามลำดับ น้ำเสียในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว (ก่อนผ่านเมมเบรน) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 93±28.01 และ 83±26.63 mg/l ตามลำดับ น้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัด หรือน้ำเพอมีเอท (หลังผ่านเมมเบรน) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35.59±24.67 และ 21.73±15.55 mg/l ตามลำดับ เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีละลายน้ำของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ซึ่งบ่งชี้ความสามารถในการบำบัดซีโอดีละลายน้ำ โดยจุลินทรีย์ กับประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี

ละลายน้ำในน้ำทิ้งหลังผ่านเมมเบรน ซึ่งบ่งชี้ความสามารถในการกักกันซีโอดีละลายน้ำโดยเมมเบรน โดยแสดงดังภาพประกอบที่ 3 - 4



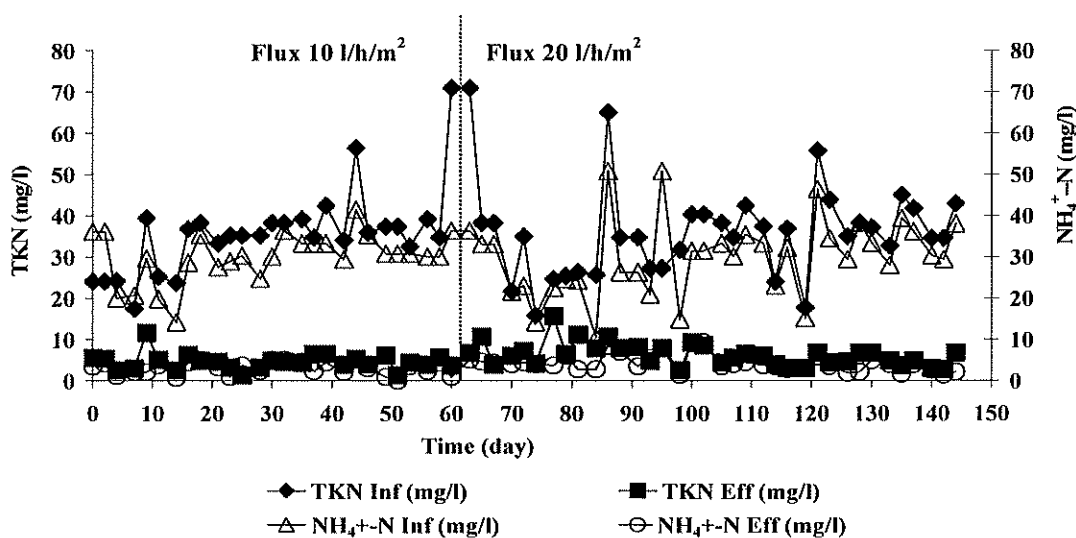
ภาพประกอบที่ 3-4 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีละลายน้ำ โดยจุลินทรีย์และประสิทธิภาพการกักกันของเมมเบรน ในค่าฟลักซ์ ที่ 10 และ 20 l/h/m²

จากภาพประกอบที่ 3 - 4 พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีละลายน้ำของระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว โดยการกักกันเมมเบรนสูงกว่าประสิทธิภาพการบำบัดโดยจุลินทรีย์ ในทั้ง 2 ชุดการทดลอง เนื่องจากเมื่อศึกษาค่าอัตราส่วนความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) ต่อน้ำสลัดจ์ (MLSS) พบว่า ทั้ง 2 ชุดการทดลอง มีค่าเท่ากับ 0.18 และ 0.25 ตามลำดับ ซึ่งอัตราส่วนดังกล่าวต่ำกว่า ระบบเอเอสทั่วไป ซึ่งมีอัตราส่วนอยู่ระหว่าง 0.5 – 0.8 (Xing *et al.*, 2000) เพราะด้วยลักษณะน้ำทิ้งของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ มีการปนเปื้อนของสารเคมี น้ำยาฆ่าเชื้อ ในน้ำทิ้งโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ จึงส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์ภายในระบบมีค่าน้อย ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดด้วยจุลินทรีย์น้อยกว่าประสิทธิภาพการบำบัดด้วยการกักกันของเมมเบรน (Kajitvichyanukul *et al.*, 2006)

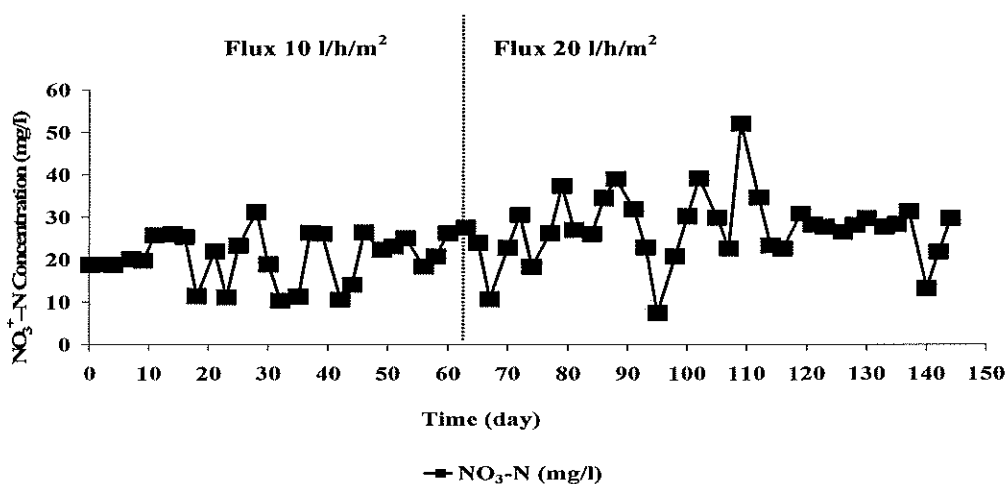
3.3.3 ประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจน ของระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวที่ค่าฟลักซ์ต่างกัน

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจน ซึ่งวิเคราะห์สารประกอบไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น แอมโมเนียไนโตรเจน และไนเตรทไนโตรเจน ที่ค่าฟลักซ์ต่างกัน ที่ 10 และ 20 l/h/m² โดยปริมาณสารประกอบไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็นและแอมโมเนีย

ไนโตรเจน ในน้ำเสียก่อนบำบัด และน้ำเพอมีเอทที่ออกจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว และประสิทธิภาพการบำบัด แสดงดังภาพประกอบที่ 3-5 และภาพประกอบที่ 3-6



ภาพประกอบที่ 3-5 ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็นและแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียก่อนบำบัดและน้ำเพอมีเอท จากระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m²



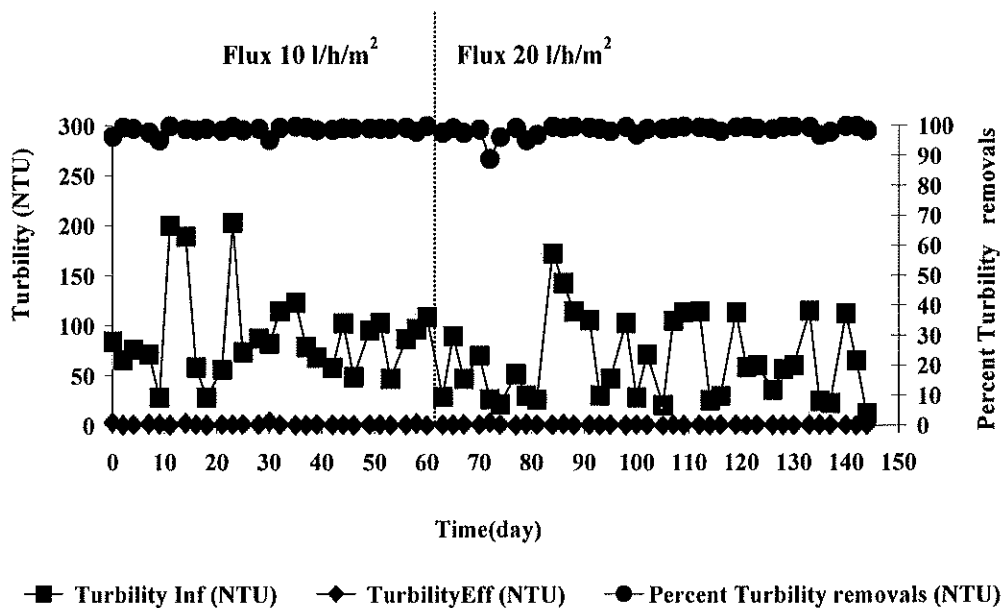
ภาพประกอบที่ 3-6 ความเข้มข้นของไนเตรทไนโตรเจนในน้ำเพอมีเอท จากระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m²

จากภาพประกอบที่ 3-5 ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในรูปของ ทีเคเอ็นและแอมโมเนีย หลังผ่านระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวอยู่ในช่วง 2.62 ถึง 6.62 mg/l และ 1.4 ถึง 9.33 mg/l มีค่าทีเคเอ็นและแอมโมเนีย อยู่ในช่วง 14.23 ถึง 70.95

mg/l และ 19.85 ถึง 53.35 mg/l ในส่วนของการเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ ที่ 20 l/h/m^2 ลักษณะของน้ำเสียโรงพยาบาลที่เข้าสู่ระบบมีทีเคเอ็นและแอมโมเนีย อยู่ในช่วง 17.73 ถึง 70.95 และ 14.23 ถึง 50.87 mg/l หลังจากผ่านระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวมีค่าทีเคเอ็นและแอมโมเนียในโตรเจน อยู่ในช่วง 2.8 ถึง 10.75 mg/l และ 1.4 ถึง 9.33 mg/l ซึ่งน้ำเพอมีเอทมีปริมาณในโตรเจนในรูปทีเคเอ็น แอมโมเนียในโตรเจนต่ำ เนื่องจากผลการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็นและแอมโมเนีย เนื่องจากมาจากการสร้างสภาวะที่เหมาะสมภายในระบบบำบัดแบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ที่เอื้อต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟิเคชันแบบที่เรีย ในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนด้วยวิธีทางชีวภาพ โดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดภายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ทำให้เปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนในรูปอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนเตรตไนโตรเจน ทำให้น้ำเพอมีเอทมีปริมาณไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น แอมโมเนียไนโตรเจนน้อย อีกทั้งภายในระบบยังมีปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันคืออุณหภูมิภายในระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ตลอดจนการทดลองมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 25 -27 องศาเซลเซียส ซึ่งสอดคล้องกับ Henze *et al.* (1998) ที่พบว่าไนตริไฟเออร์มีอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดเมื่ออุณหภูมิอยู่ในช่วง 25 - 30 องศาเซลเซียส อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง อีกทั้งค่าออกซิเจนละลาย (DO) ภายในระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวตลอดการทดลองมีค่าสูงกว่า 5.6 mg/L จากการเติมอากาศตลอดเวลาที่ 5 l/min ซึ่ง Painter (1977) แนะนำว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่เหมาะสมสำหรับการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ควรมีค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า 2 mg/l อย่างไรก็ตาม แม้ออกซิเจนละลายในระบบจะมีค่าสูงกว่า 2 mg/l ก็อาจช่วงสูงถึง 6.89 mg/l ก็ไม่เกิดการยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน เนื่องจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า แม้ออกซิเจนละลายจะสูงถึง 7 mg/l ก็ไม่ส่งผลกระทบต่อหรือยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาได้ (Lim *et al.* ,2007) และค่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ควรอยู่ในช่วง 6.5 – 9.0 หรือไม่ควรให้ต่ำกว่า 6.0 หรือสูงกว่า 10.0 โดยตลอดชุดการทดลองพบว่า ค่าพีเอชภายในระบบ มีค่าอยู่ในช่วง 6.1 ถึง 7.85 แต่อย่างไรก็ตาม ในภาพประกอบที่ 3-6 พบว่า ปริมาณไนเตรทไนโตรเจนในน้ำเพอมีเอทอยู่ในช่วง 10.3 ถึง 52.01 mg/l ไนเตรทไนโตรเจนในน้ำเพอมีเอทนั้นเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันภายในระบบ ซึ่งการศึกษากครั้งนี้ไม่ได้ สร้างสภาวะที่เหมาะสมต่อการกำจัดไนเตรทไนโตรเจนที่เกิดขึ้น

3.3.4 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวที่ค่าฟลักซ์ต่างกัน

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งในรูปของแข็งแขวนลอย ซึ่งเป็นการบำบัดทางกายภาพ โดยวัดค่าความขุ่น ในน้ำทิ้งหลังบำบัด ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เข้าสู่ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว เมื่อวัดเป็นค่าความขุ่น ตลอดการทดลอง มีค่าอยู่ในช่วง 16–280 mg/l โดยแสดงประสิทธิภาพการบำบัดวัดจากค่าความขุ่น ดังภาพประกอบที่ 3-7



ภาพประกอบที่ 3-7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งในรูปของแข็งแขวนลอย ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m²

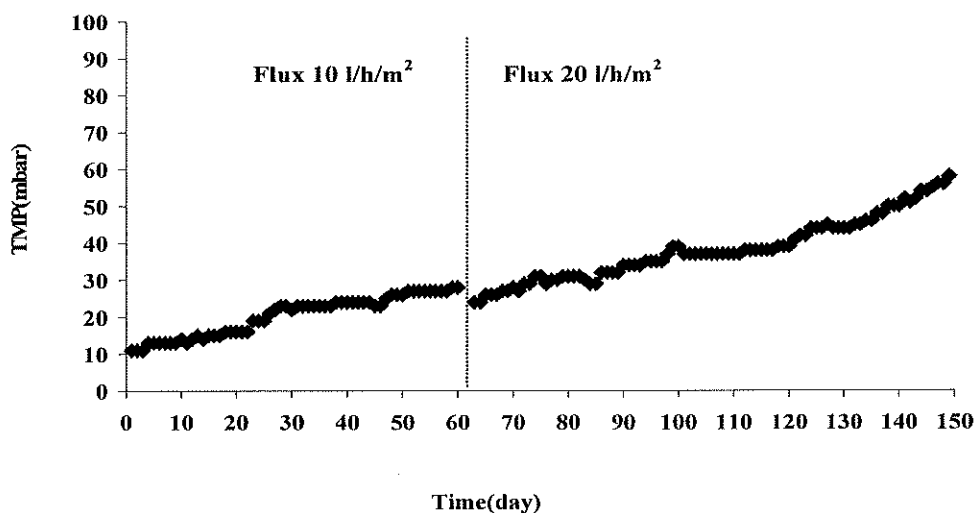
จากภาพประกอบที่ 3-7 แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซึ่งวัดเป็นค่าความขุ่น ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² ของการเดินระบบฯ พบว่า มีประสิทธิภาพการบำบัดมากกว่า ร้อยละ 98 เนื่องจาก ความสามารถในการกักกันของเมมเบรนที่มีขนาดรูกรอง 0.22 ไมโครเมตร ที่สามารถกักกันสารแขวนลอย คอลลอยด์และอนุภาคขนาดเล็กออกจากน้ำเพอมีเอท (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541) จึงทำให้น้ำเพอมีเอทมีค่าความขุ่นที่ต่ำกว่า 3 NTU และผลการกำจัดโคลิฟอร์มทั้งหมด และอีโคไล พบว่ามีค่ามากกว่าร้อยละ 99 และภายในระบบบำบัดพบโปรโตซัว (Protozoa) ซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวช่วยกินตะกอนจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย ทำให้คุณภาพดีขึ้น หรือใสขึ้น (Bitton, 1994)

3.4 สมรรถนะการทำงานของระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว

จากการทดลองเพื่อหาสมรรถนะของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว เมื่อทำการทดลองที่ค่าฟลักซ์ครั้งที่ 2 ค่า ที่มีต่อประสิทธิภาพการกักกัน และการเกิดฟาวลิ่งขณะเดินระบบ โดยประเมินค่าอัตราเร็วเร็วของการเกิดฟาวลิ่ง ซึ่งคำนวณจากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างเวลากับค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรอง (dP/dt) รวมทั้งค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of membrane; R) ที่สามารถวิเคราะห์ผ่านเทคนิคการฟื้นฟูสภาพชุดเมมเบรนด้วยวิธีต่างๆ แสดงผลดังนี้

3.4.1 อัตราเร็วการเกิดฟาวลิ่ง

ในชุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ที่ต่างกันคือ 10 และ 20 $l/h/m^2$ แสดงผลการบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure ; TMP) ขณะเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว โดยในแต่ละชุดการทดลองกำหนดค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนสูงสุดที่ 500 mbar ดังแสดงภาพประกอบที่ 3 – 8



ภาพประกอบที่ 3-8 แสดงค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 $l/h/m^2$

จากภาพประกอบที่ 3-8 แสดงอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิ่งขณะที่เดินระบบอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 60 วัน และมีการติดตามบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure ; TMP) โดยเมื่อเริ่มเดินระบบค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนเริ่มต้นมีค่าที่ 0.01 bar และเมื่อคำนวณค่าความสัมพันธ์ระหว่างเวลากับค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรอง (dP/dt) พบว่าอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิ่งเท่ากับ 0.30 mbar/d โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 $l/h/m^2$ ได้มีการล้างเมมเบรน และที่ค่าฟลักซ์ ที่ 20 $l/h/m^2$ ที่เดินระบบอย่างต่อเนื่อง 90 วัน ค่าความดันส่งผ่าน

เมมเบรนเริ่มต้นที่ 0.02 bar มีอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิงที่ 0.32 mbar/d และก็ได้มีการล้างเมมเบรนเมื่อสิ้นสุดการทดลองเช่นกัน เพื่อคำนวณหาค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ที่เกิดขึ้นจากฟาวลิงรูปแบบต่างๆอย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบ อัตราเร็วการเกิดฟาวลิง ทั้ง 2 ชุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² พบว่า ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m² มีค่าอัตราเร็วการเกิดฟาวลิงสูงกว่า ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² เพียงเล็กน้อย ซึ่งต่างกันเพียง 0.02 mbar/d

3.4.2 ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of membrane ; R)

ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเป็นค่าหนึ่ง que แสดงถึงสมรรถนะของกระบวนการกรองผ่านเมมเบรน เช่นเดียวกับการสังเกตหรือติดตามค่าฟลักซ์ และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะเดินระบบกรอง โดยค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส สามารถคำนวณ (Li *et al.*, 2005) ได้จาก

$$J = \frac{\Delta P}{\mu R}$$

เมื่อ

- J = ฟลักซ์เพอมีเอท (m³/s)
- ΔP = ผลต่างค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Pascal)
- μ = ความหนืดของสารละลายที่ผ่านเมมเบรน (Pascal/s)
- R = ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (m⁻¹)

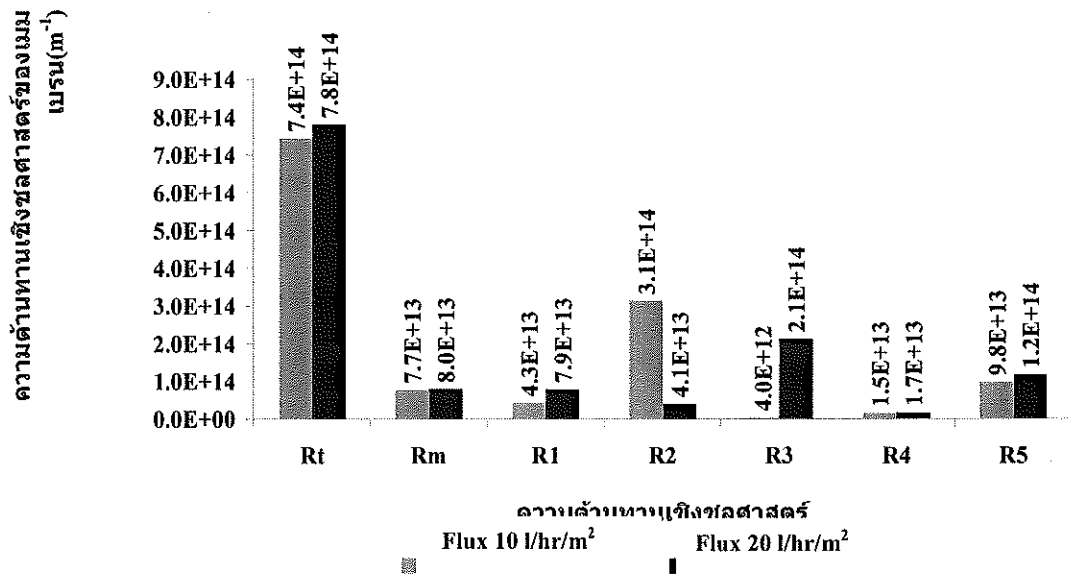
ทั้งนี้ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์มีอยู่หลายค่า จากสมการ

$$R_t = R_m + R_{rc} + R_{ire}$$

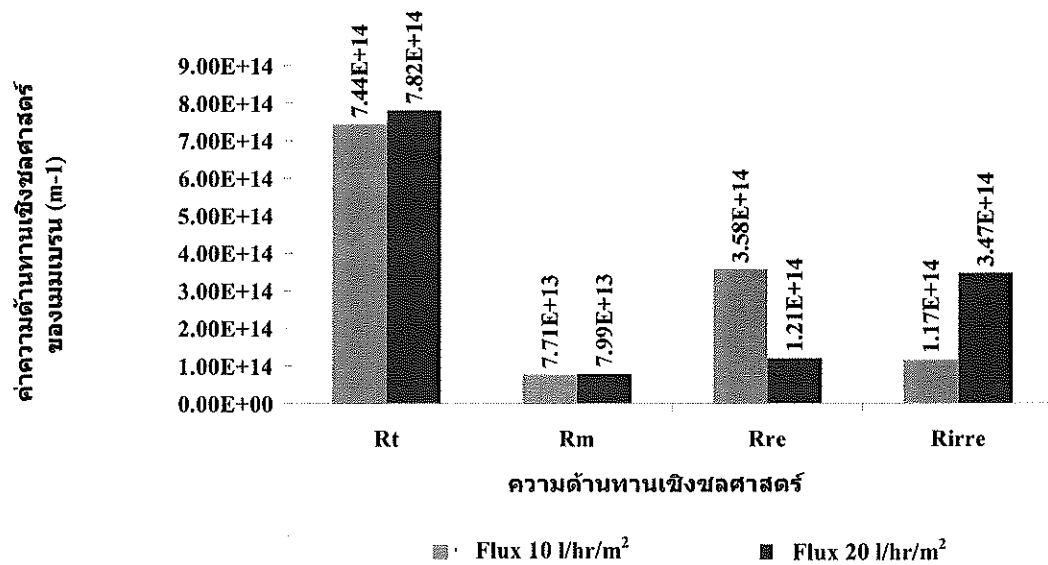
เมื่อ

- R_t = ความต้านทานเชิงกลศาสตร์รวมของเมมเบรน
- R_m = ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนสะอาด
- R_{rc} = ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling)
- R_{ire} = ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling)

จากการทดลองสามารถแสดงค่าความต้านทานได้ แสดงดังภาพประกอบที่ 3-9 และ 3-10



ภาพประกอบที่ 3-9 ค่าความต้านทานเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรนภายใต้การทดสอบด้วยวิธีการล้างแบบต่างๆ



ภาพประกอบที่ 3-10 ประเภทความต้านทานเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรน

จากภาพประกอบที่ 3-9 และ 3-10 พบว่าค่าความต้านทานเชิงพลศาสตร์รวมของเมมเบรน ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² มีค่าเท่ากับ $7.44 \times 10^{14} \text{ m}^{-1}$ และ $7.82 \times 10^{14} \text{ m}^{-1}$ ตามลำดับ ค่าความต้านทานการไหลเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรนสะอาด (R_m) ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² เมื่อกรองน้ำกลั่น เท่ากับ $7.71 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ และ $7.99 \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ และค่าความต้านทานเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling : R_{irre}) ซึ่งไม่สามารถใช้

เทคนิคไฮโดรไดนามิกส์ในการกำจัดออก จำเป็นต้องใช้สารเคมีในการฟื้นฟูสภาพเมมเบรน นั่นคือในการทดลองมีการล้างเมมเบรนด้วยกรด และค่าเท่ากับ $1.17 \times 10^{14} \text{ m}^{-1}$ ของค่าฟลักซ์ที่ 10 l/h/m^2 และที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 มีค่า 3.47×10^{14} จากการศึกษาการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling : R_{re}) ซึ่งเป็นความต้านทานที่เกิดขึ้นจากการเกิดเจลบริเวณผิวเยื่อแผ่น หรือการเกิดฟาวลิงแบบชั้นเค้ก (Cake layer) พบว่าที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 มีค่าความต้านทานสูงกว่าที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 เนื่องจาก จากการศึกษาการเกิด ฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling : R_{re}) ซึ่งเป็นความต้านทานที่เกิดขึ้นจากการเกิดเจลบริเวณผิวเยื่อแผ่น หรือการเกิดฟาวลิงแบบชั้นเค้ก (Cake layer) พบว่าที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 มีค่าความต้านทานสูงกว่าที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 ในส่วนกลับกันเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling : R_{ire}) เปรียบเทียบทั้ง 2 ชุดการทดลองพบว่าจึงทำให้ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 มีค่าสูงกว่า ชุดการทดลองค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 เนื่องจากที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 เติมนระบบที่ความเร็วตามขวาง (Cross-Flow Velocity) สูงกว่าค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 ซึ่งสอดคล้องกับ Chang *et al.*, 2002 ในการศึกษาเปรียบเทียบผลการเดินระบบที่ความเร็วตามขวาง (Cross-Flow Velocity) แตกต่างกัน 2 ค่า คือ ที่ ค่าฟลักซ์ 100 และ 20 l/h/m^2 จากการศึกษาพบว่า เมื่อวัดค่าต้านทางเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรน การเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 100 l/h/m^2 มีค่าความต้านทางสูงกว่า การเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 และนอกจากนั้น จากการศึกษาของ ของ Lim, 2003 ในการศึกษาการเกิดฟาวลิงของเมมเบรน พบว่าผลของขนาดอนุภาคจะก่อให้เกิดฟาวลิงต่างกัน คืออนุภาคที่มีขนาดเล็กกว่ารูกรองจะก่อนให้เกิดฟาวลิงแบบชั้นเค้ก (Cake layer) และขนาดอนุภาคที่เล็กกว่ารูกรองหรือเท่ากับรูกรองเมมเบรนก่อให้เกิดฟาวลิงที่ช่องเปิดของรูกรอง (Pore blocking) หรือภายในรูของเมมเบรน (Interior pore fouling)

โดยค่าความต้านทานเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรนประเภทต่าง ๆ แสดงความสัมพันธ์ได้ดังสมการ

$$\begin{aligned}
 R_t &= R_m + R_{re} + R_{ire} \\
 \text{ค่าฟลักซ์ } 10 \text{ l/h/m}^2 & \\
 7.44 \times 10^{14} \text{ m}^{-1} &= 7.71 \times 10^{13} + 3.58 \times 10^{14} + 3.47 \times 10^{14} \text{ m}^{-1} \\
 \text{ค่าฟลักซ์ } 20 \text{ l/h/m}^2 & \\
 7.82 \times 10^{14} \text{ m}^{-1} &= 7.99 \times 10^{13} + 1.21 \times 10^{14} + 1.17 \times 10^{14} \text{ m}^{-1}
 \end{aligned}$$

เมื่อพิจารณาผลการฟื้นฟูสภาพหรือค่าการผันกลับของเมมเบรนเมื่อใช้การฟื้นฟูสภาพด้วยวิธีการทางเทคนิคต่างๆ พบว่า การใช้เทคนิคไฮโดรไดนามิกส์ และการใช้สารเคมีล้างเมมเบรน

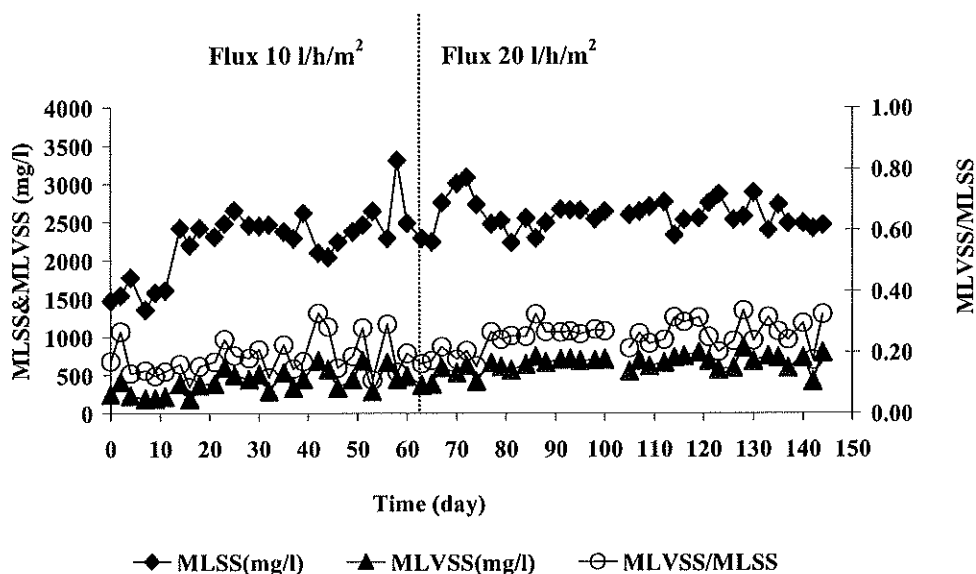
สามารถฟื้นฟูสภาพเมมเบรน ได้ร้อยละ 96 เนื่องจากยังมีมวลสลัดจ์หรืออนุภาคขนาดเล็กบนเมมเบรนคงเหลือค้างอยู่ ทำให้ค่าการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนมีค่าไม่ถึงร้อยละ 100 ซึ่งในงานวิจัยของ คณินทร์ บุญศาสตร์, 2546 ได้ศึกษาผลของโซเดียมไฮโปคลอไรด์และโซเดียมไฮดรอกไซด์ ต่อการล้างเมมเบรนเพื่อหาปริมาณของโซเดียมไฮโปคลอไรด์และโซเดียมไฮดรอกไซด์ที่ใช้ในการทำควมสะอาดเมมเบรนจากการศึกษาพบว่าปริมาณสารเคมีที่ใช้ที่เหมาะสมคือโซเดียมไฮโปคลอไรด์ ร้อยละ 1.5 และโซเดียมไฮดรอกไซด์ ร้อยละ 3 โดยปริมาตร ซึ่งความเข้มข้นของสารเคมีที่ใช้ในการล้างเมมเบรนครั้งนี้ อาจจะมีค่าเข้มข้นที่ต่ำ หากต้องการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนให้ ได้มากขึ้นหรือได้สูงถึง ร้อยละ 100 ก็สามารถเพิ่มความเข้มข้นของสารเคมี คือสารละลายกรดซัลฟิวริก สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ สารละลายโซเดียมไฮโปคลอไรด์ และระยะเวลาในการล้างเมมเบรนได้

3.5 ลักษณะเฉพาะของมวลสลัดจ์ และกลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว

ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ มวลสลัดจ์มีหน้าที่สำคัญในการบำบัดและส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดทั้งสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจน ปริมาณความเข้มข้นมวลสลัดจ์ ขนาด และการกระจายตัวของอนุภาคมวลสลัดจ์ และ โครงสร้างกลุ่ม จุลินทรีย์ที่มีอยู่ภายในระบบที่ศึกษา แสดงผลดังต่อไปนี้

3.5.1 ปริมาณความเข้มข้นมวลสลัดจ์

จากการเดินระบบเริ่มต้นที่ความเข้มข้นมวลสลัดจ์ประมาณ 1,040 mg/L และระหว่างการเดินระบบ ๆ ไม่มีการถ่ายทิ้งของมวลสลัดจ์ออกจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ดังนั้นระหว่างดำเนินการทดลอง ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS) มีค่าเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ ในช่วง 7 วันแรกของการทดลอง พบว่า ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS) อยู่ในช่วง 1,000 – 1,500 mg/l และหลังจากนั้นก็เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง จาก 1,600 เป็น 3,300 mg/l และความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) มีค่าในช่วง 100 – 700 mg/L สำหรับชุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² ส่วนชุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m² พบว่า ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS) มีค่าในช่วง 2300 – 3000 mg/L และความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) มีค่าในช่วง 371 – 866 mg/L ดังภาพประกอบที่ 3-11

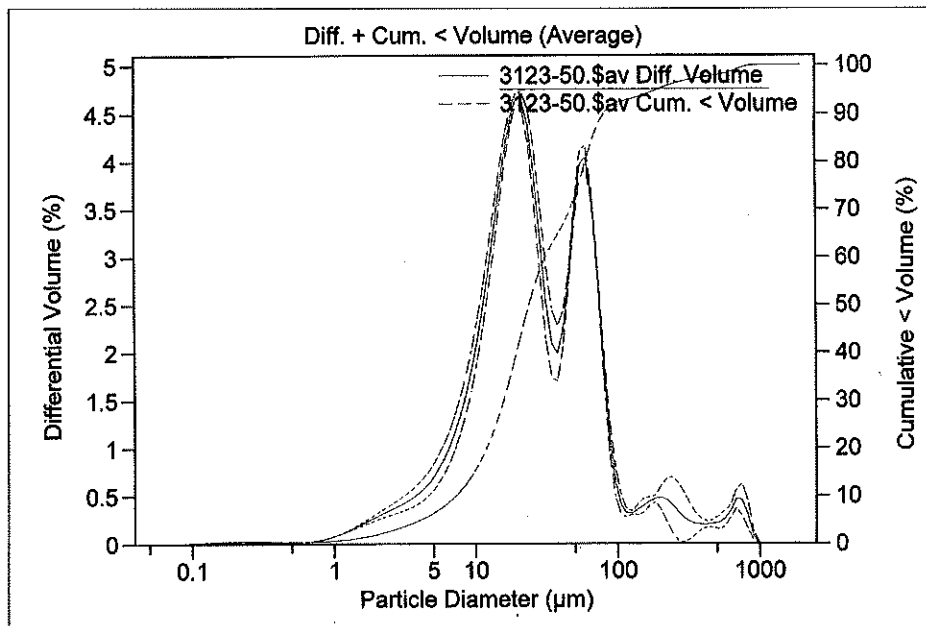


ภาพประกอบที่ 3-11 ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS), น้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) และ อัตราส่วนความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) ต่อน้ำสลัดจ์ (MLSS)

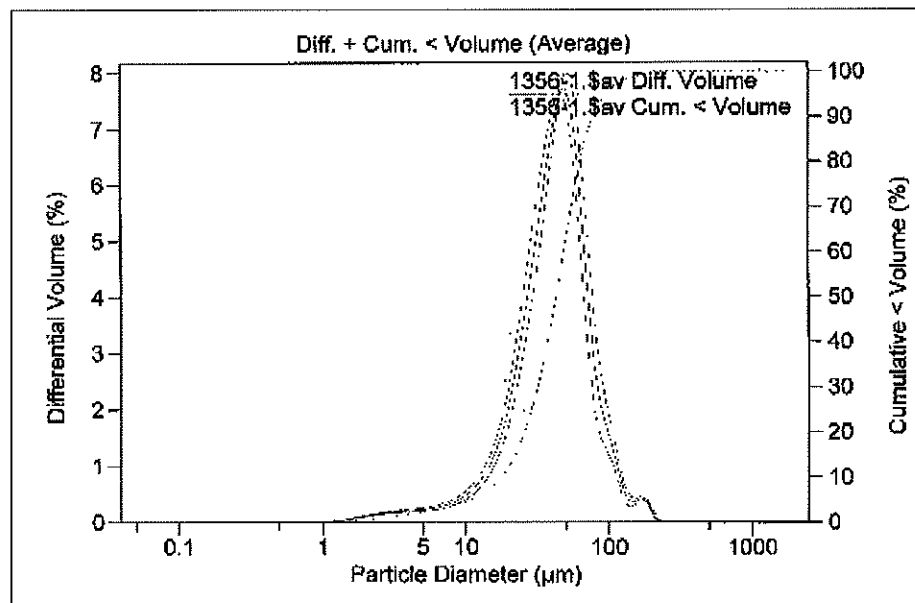
โดยเมื่อกำหนดค่าอัตราส่วนความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) ต่อน้ำสลัดจ์ (MLSS) พบว่า ทั้ง 2 ชุดการทดลอง มีค่าเท่ากับ 0.18 และ 0.25 ตามลำดับ ซึ่งอัตราส่วนดังกล่าวต่ำกว่า ระบบเอสทั่วไป ซึ่งมีอัตราส่วนอยู่ระหว่าง 0.5 – 0.8 (Xing *et al.*, 2000) แต่อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการบำบัด COD ภายในระบบของ 2 ชุดการทดลองพบว่าสามารถบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 80 และร้อยละ 90 และค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (Sludge Volume Index: SVI) ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² อยู่ในช่วง 96 – 126 ml/g และที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m² มีค่า SVI เท่ากับ 92 – 150 ml/g ซึ่งค่า SVI ที่ต่ำกว่า 100 ml/g นั้น พบว่าเกิดการแยกสลัดจ์ออกจากระบบดีขึ้น

3.5.2 ขนาด และการกระจายตัวของอนุภาคในน้ำสลัดจ์ และลักษณะเฉพาะของจุลินทรีย์ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว

จากผลการวัดขนาด และการกระจายตัวของมวลสลัดจ์ที่แขวนลอยในน้ำสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่เดินระบบที่ค่าฟลักซ์ ที่ค่า 10 และ 20 l/h/m² แสดงรูปแบบการกระจายตัวของขนาดอนุภาคในน้ำสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนดังภาพประกอบที่ 3-12 และสรุปค่าเฉลี่ย และช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคดังตารางที่ 3-3

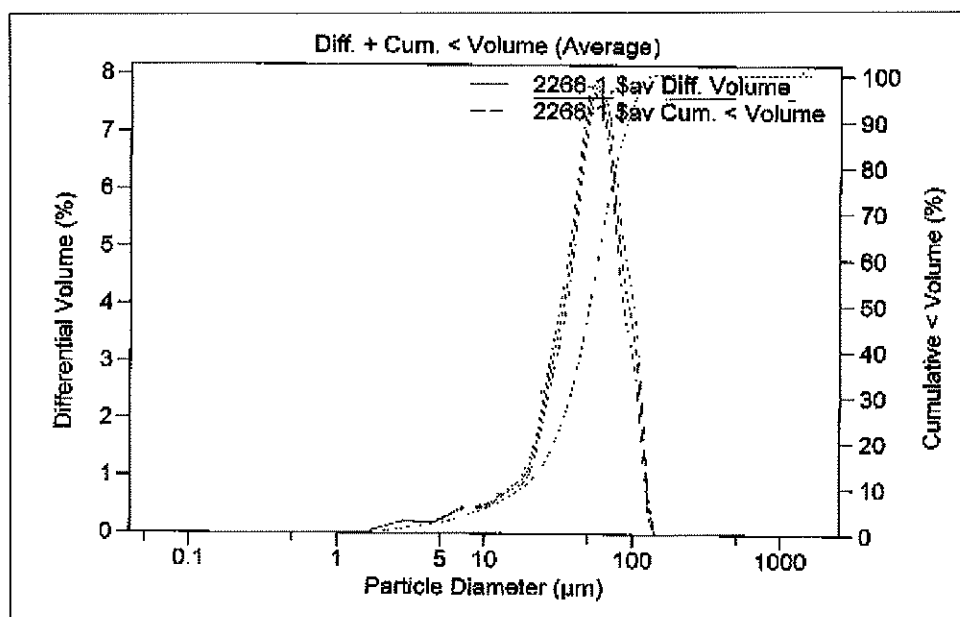


ก)



ข)

ภาพประกอบที่ 3-12 รูปแบบการกระจายตัวของขนาดอนุภาคในน้ำสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ
 เมมเบรน (ก) ช่วงก่อนเดินระบบ ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 (ข) ช่วงสิ้นสุดการเดิน
 ระบบ ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 และช่วงก่อนเดินระบบ ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 (ค)
 ช่วงสิ้นสุดการเดินระบบ ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2



ค)

ภาพประกอบที่ 3-12 (ต่อ) รูปแบบการกระจายตัวของขนาดอนุภาคในน้ำสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (ก) ช่วงก่อนเดินระบบ ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 (ข) ช่วงสิ้นสุดการเดินระบบ ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 และช่วงก่อนเดินระบบ ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 (ค) ช่วงสิ้นสุดการเดินระบบ ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2

ตารางที่ 3-3 ค่าเฉลี่ย และช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคที่กระจายตัวแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่เดินระบบด้วยค่าฟลักซ์ที่ต่างกัน

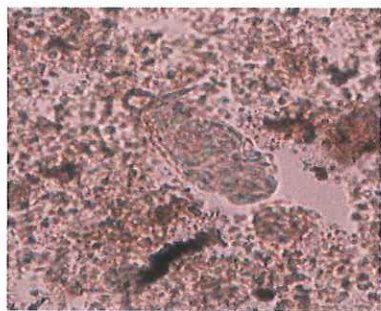
ค่าฟลักซ์	ค่าเฉลี่ยขนาดอนุภาค (μm)		ช่วงของขนาดอนุภาค (μm)	
	ก่อนเดินระบบ	หลังเดินระบบ	ก่อนเดินระบบ	หลังเดินระบบ
ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2	54.82	47.27	0.04 - 1041	0.04 - 256.9
ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2	47.27	52.60	0.04 - 256.9	0.04 - 133.7

จากภาพประกอบที่ 3-12 และตารางที่ 3-3 พบว่าขนาดอนุภาคเฉลี่ยเริ่มต้น ของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว มีค่าเท่ากับ $54.82 \mu\text{m}$ และเมื่อเดินระบบอย่างต่อเนื่อง พบว่าขนาดอนุภาคลดลงจากช่วงเริ่มเดินระบบ เหลือเฉลี่ย $47.27 \mu\text{m}$ ซึ่งเป็นผลมาจากในช่วงเริ่มต้นของการเดินระบบในสัปดาห์แรกของการชุดการทดลอง มีการเติมอากาศ ที่ 10 l/min ซึ่งเกิดการ

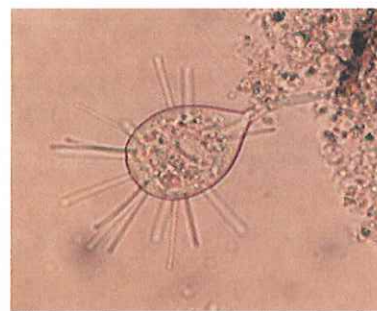
กวนภายในระบบสูง ส่งผลให้ขนาดของสลัดจ์ เล็กกลงจากช่วงเริ่มต้นของการเดินระบบ เมื่อสิ้นสุดจากการทดลองในชุดการทดลองแรก คือที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 พบว่า ขนาดอนุภาคเฉลี่ย มีค่าเท่ากับ $47.27 \mu\text{m}$ และมีช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคมวลสลัดจ์ อยู่ในช่วง $0.04\text{--}256.9$ ไมโครเมตร เมื่อพิจารณาการกระจายตัวของขนาดอนุภาคพบว่าขนาดอนุภาค ที่เล็กกว่ารูกรองของเมมเบรน ($0.22 \mu\text{m}$) เช่นเดียวกันกับในชุดการทดลองที่ 2 ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 มีช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคมวลสลัดจ์ อยู่ในช่วง $0.04 - 133.7 \mu\text{m}$ ที่พบบางส่วนอนุภาคสลัดจ์ที่มีขนาดอนุภาคที่เล็กกว่ารูกรอง และผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด E.coli และอาจมี E.coli บางส่วนหลุดออกไปกับน้ำเพอมีเอท คือ มีปริมาณ E.coli $4 \times 10^2 - 4.9 \times 10^5 \text{ MPN/100 ml}$ และเมื่อดูค่าความขุ่นพบว่า ในน้ำเพอมีเอทมีค่าความขุ่นหลงเหลือประมาณ 0.83 NTU และน้ำเพอมีเอทที่มีค่าความขุ่นต่ำกว่า 1 NTU สามารถนำน้ำทิ้งไปใช้ซ้ำ หมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมอื่นๆ ต่อไป (Defrance *et al.*, 1999; Rautenbach and Voßenkaul, 2001)

3.5.3 กลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

ผลการศึกษาเก็บตัวอย่างสลัดจ์ ในแต่ละชุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ต่างกันในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน เพื่อตรวจสอบลักษณะ และ โครงสร้างกลุ่มจุลินทรีย์ด้วยวิธีการส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์แบบบันทึกภาพภาพได้ แสดงดังภาพประกอบที่ 3-13 พบว่าในชุดการทดลองที่ 1 คือ ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 พบจุลินทรีย์กลุ่ม Stalked ciliates (ภาพ ก.) และ Suctorina (ภาพ ข.) มีปริมาณรองลงมา และยังพบ Free swimming ciliate (ภาพ ค.) และ Rotifer (ภาพ ง.) ส่วนในชุดการทดลองที่ 2 คือ ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 พบจุลินทรีย์ Stalked ciliates (ภาพ จ. และ Rotifer (ภาพ ฉ.) ในปริมาณที่มากขึ้น และพบ Suctorina (ภาพ ช.) ทั้งนี้ จากการพบ จุลินทรีย์ กลุ่ม Stalked ciliates ในทั้ง 2 ชุดการทดลอง เป็นตัวบ่งบอกว่า เป็นสลัดจ์คุณภาพดี และระบบมีเสถียรภาพ เช่นเดียวกับการพบ Suctorina และ Free swimming ciliate ที่บ่งบอกประสิทธิภาพของระบบ และคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบมีความขุ่น และค่าบีโอดีต่ำ ส่วนโรติเฟอร์ บ่งบอกว่า เป็นสลัดจ์แก่ มีคุณภาพดี และระบบ อยู่ในสถานะที่มีค่า F/M ratio ต่ำ (จันทรงกลด ขำม่าน, 2550) โดยทั้ง 2 ชุดการทดลอง มีค่า F/M ratio 0.18 และ 0.29 d^{-1} ตามลำดับ ซึ่งค่า F/M ratio ที่เหมาะสม ควรอยู่ในช่วง $0.1 - 0.4 \text{ d}^{-1}$ (Mishoe, 1999) ซึ่งแสดงว่า F/M ratio อยู่ในช่วงที่อาหารมีความเพียงพอต่อจุลินทรีย์



(ก) Stalked ciliates (กำลังขยาย40 เท่า)



(ข) Suctorium (กำลังขยาย40 เท่า)



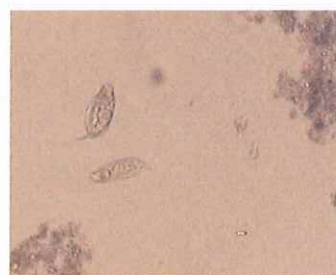
(ค) Free- swimming ciliates (กำลังขยาย10 เท่า)



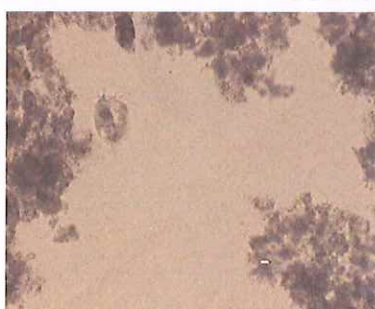
(ง) Rotifer กำลังขยาย40 เท่า)



(จ) Rotifer (กำลังขยาย10 เท่า)



(ฉ) Stalked ciliates (กำลังขยาย10 เท่า)



(ช) Suctorium (กำลังขยาย10 เท่า)

ภาพประกอบที่ 3-13 กลุ่มจุลินทรีย์ที่พบในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (ก – ง) ค่าฟลักซ์
10 l/h/m² (จ – ช) ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m²

3.6 แนวทางการนำน้ำหลังผ่านการบำบัดมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล

จากการศึกษาคุณภาพน้ำทิ้งของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ที่ผ่านการบำบัดเปรียบเทียบกับการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลโดยใช้ระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว โดยแสดงดังตารางที่ 3-4

ตารางที่ 3-4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เปรียบเทียบกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว

ระบบบำบัด		pH		BOD ₅ (mg/l)			SS (mg/l)		
		Inf	Eff	Inf	Eff	% Removal	Inf	Eff	% Removal
ระบบบำบัด โรงพยาบาล		6.81	6.45	102.6	2.8	97.27	92	12	86.86
MBR	10 l/h/m ²	8.02	7.20	162	1.88	98.89	114.78	N.D	100
	20 l/h/m ²				1.56	99.26		N.D	100

หมายเหตุ : N.D คือ ไม่พบสิ่งทึวเคราะห์

จากตารางเปรียบเทียบคุณภาพทิ้งของระบบบำบัดของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์กับน้ำทิ้งที่ผ่านระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว พบว่า ลักษณะน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์เมื่อเปรียบเทียบกับน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีค่า pH และ BOD₅ ไม่แตกต่างกันนอกจาก ค่า SS ที่แตกต่างกันคือ น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ มีค่าประมาณ 12 mg/l ส่วนน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวนั้น ไม่พบว่ามีสารแขวนลอยในน้ำเพอมีเอท ในน้ำหลังผ่านการบำบัด เนื่องจากประสิทธิภาพของเมมเบรนที่มีขนาดรูกรอง 0.22 ไมโครเมตร สามารถกักกันสารแขวนลอย คอลลอยด์และอนุภาคขนาดเล็กออกจากน้ำเพอมีเอท (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

การนำน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาหมุนเวียนใช้ใหม่มีอย่างแพร่หลาย ซึ่งในหลาย ๆ ประเทศได้มีการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ใหม่ ซึ่ง

ส่วนใหญ่มาจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เช่น รัฐฟลอริดา ประเทศสหรัฐอเมริกา เริ่มมีการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ ในปี 2001 คิดเป็น 2,651,000,000 l/d และหมู่เกาะฮาวาย มีการนำน้ำเสียกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ ภายในเกาะ (McKenzie, 2005) รวมถึงประเทศสิงคโปร์ ได้มีนำน้ำเสียชุมชนมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในประเทศ

โดยจากผลรายงานวิจัยจากการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย พบว่าน้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัด มีคุณภาพที่สูง สามารถนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ เช่น Thamer *et al*, 2008 และ Wen *et al*, 2003 ได้ใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่า มีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ ได้มากกว่า ร้อยละ 95 ซึ่งน้ำหลังผ่านการบำบัดน้ำ สามารถนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่สำหรับการทำกิจกรรมต่างๆ เช่น รดน้ำต้นไม้ ล้างพื้นเป็นต้น ดังนั้นน้ำทิ้งโรงพยาบาลหลังการบำบัดด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ จึงเป็นทางเลือกในการนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมต่าง ๆ ภายในโรงพยาบาล โดยสรุปคุณภาพน้ำทิ้ง (น้ำเพอมีเอท) จากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำที่ศึกษาครั้งนี้ โดยแสดงดังตารางที่ 3-5

ตารางที่ 3-5 แสดงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์

พารามิเตอร์	น้ำเสียเข้าระบบ ค่าเฉลี่ย±ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน	น้ำพอมิเอท	
		Flux 10 l/h/m ²	Flux 20 l/h/m ²
pH	7.20±0.29	7.25±0.51	7.16±0.26
Turbidity, NTU	84±45	1.06±0.85	0.66± 0.5
Color, SU	1.07±0.34	0.46±0.08	0.51±0.02
SS, mg/l	114.78±70.6	N.D	N.D
COD, mg/l	411 ±160	35.59±24.67	21.73±15.55
BOD ₅ , mg/l	162±36.56	1.88±0.94	1.24 ±0.36
TKN mg/l	37.05±11.55	4.62±2	5.06 ±2.81
NH ₄ ⁺ -N, mg/l	30.42±5.87	3.03±1.59	3.32 ±2.07
NO ₃ ⁻ N, mg/l	N.D	20.4±7.76	27.3 ±8.14
E. coli, MPN/100 ml	2.1 x10 ⁸ - 7 x10 ¹⁰	4 x10 ² -4.6x10 ⁵	4 x10 ² -9 x10 ²

นอกจากคุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก. (กรมควบคุมมลพิษ, 2549) เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับตามมาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการหมุนเวียนใช้ใหม่ขององค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US EPA) ซึ่งแบ่งแยกเป็น 4 ระดับ คือ ระดับเอ บี ซีและ ดี โดยแสดงคุณลักษณะคุณภาพน้ำทิ้งเพื่อการระบุใช้ในกิจกรรมต่าง ๆ ของ US EPA (ดังตารางที่ 3-6) น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวแล้วนี้ สามารถนำไปใช้ในกิจกรรมต่าง ๆ ได้ เช่น ใช้ในครัวเรือน เช่นนำมาใช้รดสนามหญ้า ปลูกผลไม้ และการนำกลับมาใช้ในโรงพยาบาล เช่น การรดน้ำต้นไม้ ล้างพื้น เป็นต้น

ตารางที่ 3-6 เปรียบเทียบคุณลักษณะคุณภาพน้ำทิ้งเพื่อการระบุใช้ในงานกิจกรรมต่าง ๆ ของยูเอส อีพีเอ (US EPA) กับน้ำหลังผ่านการบำบัดด้วยระบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ

พารามิเตอร์	เกณฑ์กำหนดมาตรฐาน				น้ำเพอมีเอท	
	เอ	บี	ซี	ดี	Flux 10 l/h/m ²	Flux 20 l/h/m ²
pH	6-9	6-9	6-9	6-9	7.25±0.51	7.16±0.26
Turbidity, NTU	<2	<2	<2	<2	1.06±0.85	0.66±0.5
SS, mg/L	<5	<30	<30	<30	N.D	N.D
BOD ₅ , mg/L	<10	<20	<20	<20	1.88±0.94	1.24±0.36
E. coli, MPN/100 ml	<10	<100	<1000	<10000	4 x10 ² -4.6x10 ⁵	4 x10 ² -9 x10 ²

ที่มา : The Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM), 2552

โดยมาตรฐานการใช้ประโยชน์ในแต่ละระดับ ที่ 4 ระดับมีการใช้ประโยชน์ ดังนี้

- ระดับ เอ ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูก ใช้ในระบบเปิดของโรงงานที่คนงานอาจมีการสัมผัสน้ำ แต่ไม่สามารถนำไปใช้ป็นน้ำดื่มได้ หรือการใช้ที่ไร้การควบคุมดูแล
- ระดับ บี ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูกเพื่อการปลูกสัตว์ และน้ำล้างพื้น
- ระดับ ซี ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูกเพื่อการอุปโภคของคนเท่านั้น แต่ต้องผ่านกระบวนการบำบัดก่อนใช้ และใช้ในโรงงานได้ แต่ห้ามคนงานสัมผัสน้ำ ไม่สามารถนำไปใช้ป็นน้ำดื่มได้

- ระดับ ดี ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูกไว้เช่น ดอกไม้ แต่ไม่ใช่สำหรับบริโภค

ทั้งนี้ คุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดด้วยระบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ จากงานวิจัยนี้ สามารถนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ อยู่ในระดับ ดี คือใช้เพื่อการอุปโภคเท่านั้น โดยเมื่อดูจากมาตรฐานการนำน้ำมาหมุนเวียนใช้ใหม่พบว่า น้ำหลังผ่านการบำบัดด้วยระบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำมี E. coli ปนเปื้อนอยู่ในน้ำหลังผ่านการบำบัด เนื่องจาก เมื่อดูจากการวัดค่าความขุ่น พบว่า ความขุ่น ในน้ำเพอมีเอท อีกทั้ง เมื่อวัดขนาดอนุภาคของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ บางส่วนมีขนาดเล็กกว่ารูกรองเมมเบรน (0.04 -1041 μm) จึงทำให้จุลินทรีย์หรือ E. coli มีการปนเปื้อนอยู่ในน้ำเพอมีเอท ซึ่งส่งผลให้สามารถนำน้ำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ในระดับ ดี แต่หากต้องการนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ เพื่อการอุปโภคและบริโภค จำเป็นต้องมีการเพิ่มกระบวนการบำบัด เช่น เพิ่มกระบวนการกรองด้วยเมมเบรนในระดับ RO (Reverse Osmosis) ซึ่งมีคุณสมบัติยอมให้เฉพาะ โมเลกุลน้ำผ่านเท่านั้น ส่วนสิ่งปนเปื้อน เช่น

โลหะหนัก ปุ๋ยเคมี ยาฆ่าแมลง สารตะกั่ว รวมทั้งเชื้อโรคต่างๆ ซึ่งมีขนาดใหญ่กว่า ไม่สามารถผ่านเยื่อกรองนี้ไปได้ จะมีเพียงน้ำบริสุทธิ์เท่านั้นที่สามารถซึมผ่านได้ (จันทร์ทอง สุนทรภา, 2548) อีกทั้งกระบวนการกรองระดับ RO (Reverse Osmosis) มีความบริสุทธิ์ระดับมาตรฐานน้ำ Purified ของยุโรปและอเมริกา และ เมื่อนำ มาใช้ร่วมกับกระบวนการกรองระดับ ไมโครฟิวเตรชัน ยังมีส่วนช่วยลดการเกิดฟาวลิ่งในระบบ และเป็นการยืดอายุใช้งานของเมมเบรน

3.7 ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวเป็นรูปแบบหนึ่งของทางเลือกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด และสามารถประกันคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดให้มีคุณภาพระดับดีทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ เพื่อหมุนเวียนใช้ประโยชน์ใหม่ในกิจกรรมอื่นของโดยการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย โรงพยาบาล นอกเหนือจากประสิทธิภาพการบำบัดแล้วค่าใช้จ่ายในการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวเป็นส่วนหนึ่งในการพิจารณาความเหมาะสมของการนำระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวมาใช้ โดยผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลที่ค่าฟลักซ์คงที่ต่างกัน 2 ค่า คือ ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² โดยแสดงดังตาราง 3-7

ตารางที่ 3 – 7 ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

รายการ	ค่าใช้จ่าย (บาท/ m ³) (TMP < 500 mbar)*		ค่าใช้จ่าย (บาท/ m ³) (TMP > 500 mbar)**	
	Flux 10 l/h/m ²	Flux 20 l/h/m ²	Flux 10 l/h/m ²	Flux 20 l/h/m ²
ค่าพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบฯ	11.09	11.09	11.09	11.09
ค่าสารเคมีในการล้างเมมเบรน***				
Citric acid	-	-	0.25	0.13
NaOH	-	-	0.18	0.10
NaOCl	-	-	0.06	0.03
รวม (บาท/m ³)	11.09	11.09	11.58	24.22

หมายเหตุ : *ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัดในการเดินระบบของชุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 คือ 2.88 m^3 เดินระบบ 60 วันและ ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 คือ 8.64 m^3 เดินระบบ 90 วัน

**ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัดที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 ในการเดินระบบคือ 78.86 m^3 เมื่อค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนสูงถึง 500 mbar (เดินระบบทั้งหมด $1,654$ วันหรือ 4.5 ปี) และที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 มีปริมาณน้ำเสียทั้งหมดในการเดินระบบ 148.90 m^3 เมื่อค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนสูงถึง 500 mbar (เดินระบบทั้งหมด $1,552$ วันหรือ 4.25 ปี)

***สารเคมีในการล้างเมมเบรนเป็นสารเคมีระดับการค้า (Commercial grade)

สำหรับการศึกษาค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ โดยใช้ระบบแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวสำหรับการบำบัดน้ำเสีย ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 เดินระบบตลอดชุดการทดลอง 60 วัน (น้ำเสียเข้าระบบวันละ 0.048 m^3) เมื่อคิดเป็นค่าพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบ 11.09 บาท/m^3 และที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 (น้ำเสียเข้าระบบวันละ 0.096 m^3) เดินระบบตลอดชุดการทดลอง 90 วัน คิดเป็นค่าพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบ 11.09 บาท/m^3 เมื่อศึกษาค่าใช้จ่ายในการบำบัดต่อหน่วยของระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ จากงานวิจัยพบว่าค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียต่อหน่วย โดยบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น ในส่วนค่าพลังงานไฟฟ้า คิดเป็น 1.80 บาท/m^3 (วรรณฤดี หวันแข่ง, 2549) ซึ่งเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่มีค่าใช้จ่ายไม่แตกต่างกันมาก ในส่วนการฟื้นฟูสภาพเมมเบรน หลังจากการใช้งาน โดยผู้วิจัยกำหนดการล้างเมมเบรนเมื่อค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนสูงกว่า 500 mbar ซึ่งตลอดการทดลองทั้ง 2 ชุดการทดลอง ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนมีค่าไม่เกิน 500 mbar เนื่องจากผู้วิจัยต้องการศึกษาสาเหตุการเกิดฟาวลิง ค่าความต้านทานของสาเหตุการเกิดฟาวลิงจากแต่ละสาเหตุ และชนิดฟาวลิงที่เกิดขึ้น ในส่วนค่าความต้านทานส่งผ่านเมมเบรนในทั้ง 2 ชุดการทดลองและค่าใช้จ่ายที่ใช้ในการล้างเมมเบรน เมื่อศึกษาการเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 มีการเดินระบบต่อเนื่อง 60 วัน มีปริมาณน้ำเสียที่บำบัด 2.88 m^3 โดยมีอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิง 0.30 mbar/day พบว่าสามารถเดินระบบจนถึงค่าที่กำหนดล้างเมมเบรน (500 mbar) เป็นเวลา 4.5 ปี ($1,654$ วัน) สามารถบำบัดน้ำเสียทั้งหมดคิดเป็น 78.86 m^3 จะมีค่าใช้จ่ายในการล้างเมมเบรน 0.49 บาท/m^3 และที่การเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 เดินระบบต่อเนื่องทั้งหมด 90 วัน มีปริมาณน้ำเสียที่บำบัด 8.64 m^3 โดยอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิงตลอดชุดการทดลองอยู่ที่ 0.32 mbar/day ซึ่งการเดินระบบต่อเนื่องสามารถเดินระบบติดต่อกันได้ถึง 4.25 ปี ($1,552$ วัน) บำบัดน้ำเสียทั้งหมด 148.90 m^3 จะมีค่าใช้จ่ายต่อการล้างเมมเบรน 0.26 บาท/m^3 แต่อย่างไรก็ตาม การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนอย่างต่อเนื่อง โดยทั่วไปความความดันส่งผ่านเมมเบรน (TMP) จะไม่เพิ่มขึ้นด้วยอัตราเร็ว

คงที่ ซึ่งจากงานวิจัยของ Wen et al , 2003 ที่มีการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง 170 วัน พบว่าใน 100 วัน แรกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (TMP) มีค่าเพิ่มขึ้นอย่างช้า และหลังจากนั้นค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (TMP) ได้เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เนื่องจากมีเมมเบรนเกิดการอุดตัน บริเวณผิวหน้าเมมเบรนแบบชั้นเจล

ในด้านการศึกษาเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสีย 2 ระบบ คือ ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor : MBR) และระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ พบว่า

1. ค่าที่ดินในการติดตั้งและเดินระบบ โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีค่าใช้จ่ายน้อยกว่าระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เพราะระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีขนาดการติดตั้งระบบที่เล็กกว่า ระบบอื่นๆ เนื่องจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นระบบที่รวมกันของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ และเมมเบรนซึ่งคัดแปลงมาจากระบบเอเอส โดยระบบนี้ไม่มีถังตกตะกอน จึงทำให้ประหยัดค่าใช้จ่ายในการติดตั้งมากกว่า ดังนั้นการใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ จึงเป็นการลดค่าก่อสร้างในส่วนของถังตกตะกอน โดยพื้นที่ในการติดตั้งระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ ใช้ประมาณ 400 m² ต่อการบำบัดน้ำ 2,400 m³/d (C. Visvanathan and D. Pokhrel, 2003) แต่ในส่วนระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ปัจจุบันใช้พื้นที่ติดตั้งระบบบำบัดประมาณ 11,760 m² มีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบ ในแต่ละวัน ประมาณ 1,500 m³ เมื่อเปรียบเทียบพื้นที่ในการติดตั้ง ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำ ใช้พื้นที่น้อยกว่า ระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ประมาณ 29 เท่า โดยอนาคตหากมีแนวโน้มการเพิ่มหรือขยายปรับเปลี่ยนพื้นที่ในการสร้างอาคารเพื่อรองรับผู้ป่วย ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมน้ำจึงเป็นทางเลือกหนึ่ง ในการติดตั้งระบบบำบัดของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ เพื่อลดขนาดพื้นที่ในการติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสามารถเพิ่มพื้นที่การกรองภายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ซึ่งอาจนำไมโครเมมเบรนมาเรียงต่อกัน เพื่อเพิ่มพื้นที่กรอง โดยสามารถลดค่าใช้จ่ายด้านพื้นที่ การติดตั้งและมีระยะเวลาพักพิชผลศาสตร์ (HRT) ที่ลดลง ซึ่ง Norman, 2008 ได้ศึกษาเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายทั้งหมดต่อการบำบัดน้ำเสียต่อหน่วย ของระบบ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor:MBR) และระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบกวนสมบูรณ์ (Completely Mixed Activated Sludge: CAS) พบว่า ระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีค่าใช้จ่ายที่น้อยที่สุด เพราะระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีขนาดการติดตั้งระบบที่เล็กกว่า ระบบอื่นๆ เนื่องจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นระบบที่รวมกันของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ และเมมเบรนซึ่งคัดแปลงมา

จากระบบเอเอส โดยระบบนี้ไม่มีถังตกตะกอน จึงทำให้ประหยัดค่าใช้จ่ายในการติดตั้งมากกว่าระบบอื่น อย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายเกี่ยวกับการบำบัดน้ำเสียต่อหน่วย โดยมีการบำบัดในปริมาณ 38,000 m³/day พบว่า ระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน มีค่าใช้จ่ายน้อยที่สุด

2. สามารถใช้แทนระบบฆ่าเชื้อโรค เมื่อเปรียบเทียบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนและระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) จากการศึกษาพบว่าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวด้วยขนาดของรูพรุนขนาดเล็กของเมมเบรน จึงสามารถกักกันเชื้อแบคทีเรียหรือไวรัสที่มีขนาดใหญ่กว่ารูกรองไม่ให้น้ำออกมากับน้ำที่ผ่านการบำบัดได้ แต่ในส่วนของระบบ บำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ใช้คลอรีนในการฆ่าเชื้อโรค รวมทั้งแบคทีเรีย และไวรัสก่อโรค ซึ่งจากการศึกษาพบว่า จะใช้คลอรีนประมาณ 2 – 8 mg/l เพื่อฆ่าเชื้อโรคในน้ำทิ้ง (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์ม, 2542) และในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลควรมีคลอรีนอิสระตกค้างอยู่ในน้ำหลังผ่านบ่อเติมคลอรีนประมาณ 0.5 – 1 mg/l (สงกรานต์ นักบุญ, 2545) ซึ่งในการเติมคลอรีนจะต้องควบคุมไม่ให้มีปริมาณคลอรีนเหลืออยู่ในน้ำมากกว่าเกณฑ์ที่กำหนด และนอกจากนั้นการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนเวลาที่ใช้จะต้องสัมพันธ์กับปริมาณคลอรีนที่ใช้ด้วย โดยปกติจะใช้เวลาในการทำลายเชื้อโรคประมาณ 15 – 30 นาที และในกรณีที่น้ำมีความขุ่นอาจทำให้ไม่สามารถที่จะกำจัดเชื้อโรคให้ลดลงหรือไม่ได้ผล จนเป็นการสิ้นเปลืองสารเคมีและงบประมาณ ดังนั้นในระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) จึงต้องควบคุมให้มีความขุ่นที่ออกมากับน้ำหลังผ่านการบำบัดให้น้อยเสมอ แต่จากการศึกษาน้ำหลังผ่านการบำบัดของระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ พบว่า ยังมีปริมาณของแข็งแขวนลอย 12 mg/l

3. น้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัดสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ (Reuse) โดยมีเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวและระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) พบว่า น้ำหลังผ่านการบำบัดด้วยระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวสามารถนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ ในระดับ ซีและดี ของมาตรฐานน้ำหมุนเวียนใช้ใหม่ (US EPA) แต่น้ำเสียโรงพยาบาลที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) สามารถนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ในระดับ ดี เท่านั้น อีกทั้งเมื่อศึกษาลักษณะน้ำทางกายภาพพบว่า ในน้ำเสียโรงพยาบาลหลังบำบัดด้วยระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) พบว่ามีสารแขวนลอย (Suspended Solids: SS) อยู่ในน้ำหลังผ่านการบำบัด นอกจากนั้น เมื่อคิดมูลค่าของการนำน้ำหลังผ่านการบำบัดมาหมุนเวียนใช้ใหม่

พบว่า ถ้าในแต่ละวัน มีการใช้น้ำ $1,500 \text{ m}^3$ จะเป็นค่าใช้จ่ายในส่วนของค่าน้ำที่ใช้ ประมาณ 28,371.72 บาท และถ้ามีการนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ก็สามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในส่วนของค่าน้ำ คิดเป็น 851,151.60 บาท/เดือน

บทที่ 4

บทสรุป และข้อเสนอแนะ

4.1 บทสรุป

การดำเนินการวิจัยครั้งนี้ ผู้วิจัยศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลโดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว กรณีศึกษา การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา พร้อมทั้งเสนอแนวทางการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล โดยศึกษาการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว แบบต่อเนื่อง ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² พร้อมทั้งเสนอแนวทางการนำเพอมีเอทมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล ผลการทดลองสรุปได้ ดังนี้

1. จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ในรูปของซีไอดี พบว่า ประสิทธิภาพกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ในรูปซีไอดีทั้งหมด ของทั้ง 2 ชุดการทดลอง มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 90.64 และ ร้อยละ 92.19 ซึ่งในน้ำเพอมีเอทมีค่าความเข้มข้นซีไอดี คงเหลือเท่ากับ 35.59±24.67 และ 21.73±15.55

2. จากผลศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจน ทีเคเอ็นและแอมโมเนีย พบว่า ทีเอ็นและแอมโมเนียในน้ำเพอมีเอท ในชุดการทดลองที่ 1 มีค่า อยู่ในช่วง 2.62 ถึง 6.62 mg/l และ 1.4 ถึง 9.33 mg/l ตามลำดับ และในชุดการทดลองที่ 2 ในน้ำเพอมีเอท มีค่าทีเคเอ็นและแอมโมเนียเหลืออยู่ในช่วง อยู่ในช่วง 2.8 ถึง 10.75 mg/l และ 1.4 ถึง 9.33 mg/l ตามลำดับ

3. ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง ในรูปของแข็งแขวนลอย โดยวัดในรูปความขุ่น พบว่า ทั้ง 2 ชุดการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดมากกว่าร้อยละ 98 โดยในน้ำเพอมีเอทมีค่าความขุ่นที่ต่ำกว่า 3 NTU และผลการกำจัดโคลิฟอร์มทั้งหมด และ *E.coli* ได้มากกว่าร้อยละ 99 ในทั้ง 2 ชุดการทดลอง

4. ผลการศึกษสมรรถนะการทำงานของระบบปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว พบว่าอัตราเร็วการเกิดฟาวลิง ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² โดยมีการเดินระบบอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 60 วัน มีอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิงอยู่ที่ 0.30 mbar/d และที่ค่าฟลักซ์ ที่ 20 l/h/m² โดยมีการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง 90 วัน มีอัตราเร็วของการเกิดฟาวลิงที่ 0.32 mbar/d โดยค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์รวมของเมมเบรน ที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² พบว่ามีค่า เท่ากับ 7.44 * 10¹⁴ ต่อเมตร และ 7.82* 10¹⁴ ต่อเมตร ซึ่งความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling: R_c) หรือลักษณะการเกิดฟาวลิงแบบชั้นเค้ก (Cake layer) เมื่อ

เปรียบเทียบทั้ง 2 ชุดการทดลอง พบว่าที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 มีค่าสูงกว่าที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 และในส่วนกลับกันเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling : R_{inc}) หรือ เกิดฟาวลิงที่ช่องเปิดของรูกรอง (Pore blocking) หรือภายในรูของเมมเบรน (Interior pore fouling) เมื่อเปรียบเทียบทั้ง 2 ชุดการทดลองพบว่าจึงทำให้ที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 มีค่าสูงกว่า ชุดการทดลองค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 โดยเมื่อ ฟันสภาพด้วยวิธีการทางเทคนิคต่างๆ พบว่า สามารถฟื้นฟูสภาพเมมเบรนได้ร้อยละ 96

5. จากการศึกษา ปริมาณความเข้มข้นมวลสลัดจ์ พบว่าความเข้มข้นมวลสลัดจ์ทั้ง 2 ชุดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง $1,600 - 3,300 \text{ mg/l}$ และ $2,300 - 3,000 \text{ mg/l}$ ซึ่งตลอดการทดลองไม่มีการถ่ายมวลสลัดจ์ทิ้ง และอัตราส่วนความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) ต่อน้ำสลัดจ์ (MLSS) พบว่ามีค่า 0.18 และ 0.25 ตามลำดับ และจากการตรวจวัดค่าดัชนีปริมาตรตะกอน (Sludge Volume Index: SVI) ของตะกอนจุลินทรีย์แต่ตลอดการทดลอง SVI ภายในระบบมีค่าที่ต่ำกว่า 250 ml/g คือ อยู่ในช่วง $96 - 126 \text{ ml/g}$ และ $92 - 150 \text{ ml/g}$ ตามลำดับ

6. จากการศึกษาลักษณะเฉพาะของจุลินทรีย์ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน พบจุลินทรีย์กลุ่ม Stalked ciliates และ Suctorina มีปริมาณรองลงมา และยังพบ Free swimming ciliate และ Rotifer ในทั้ง 2 ชุดการทดลอง และระบบ อยู่ในสถานะที่มีค่า F/M ratio ต่ำ 0.18 และ 0.29 ต่อวัน ตามลำดับ

7. จากคุณภาพน้ำทิ้งของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ที่ผ่านการบำบัดโดยใช้ระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว พบว่า น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก. (กรมควบคุมมลพิษ, 2551) และเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับมาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการหมุนเวียนใช้ใหม่ขององค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US EPA) พบว่า น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วนี้จึงสามารถนำไปใช้ในกิจกรรมต่าง ๆ ได้ เช่น ใช้ในครัวเรือน เช่นนำมาใช้รดสนามหญ้า ผักผลไม้ และการนำกลับมาใช้ในโรงพยาบาล เช่น การรดน้ำต้นไม้ ล้างพื้น เป็นต้น

8. การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัวสำหรับการบำบัดน้ำเสีย ที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 คิดเป็นค่าใช้จ่ายด้านพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบ 11.09 บาท/m^3 และที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 เติกระบบตลอดชุดการทดลอง 90 วัน คิดเป็นค่าใช้จ่ายด้านค่าพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบ 11.09 บาท/m^3

9. การศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ที่การเดินระบบด้วยค่าฟลักซ์ทั้งที่ 2 ค่า คือ 10 และ 20 l/h/m^2 พบว่าที่ 2 ระบบมีประสิทธิภาพและสมรรถนะของการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลใกล้เคียงกัน ในกรณีนำไปใช้งาน ควรเลือกเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 เนื่องจาก ปริมาณน้ำที่

บำบัดสามารถบำบัดได้มากกว่าการเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 2 เท่า และในส่วนของค่าใช้จ่ายในด้านพลังงานไฟฟ้า มีค่าใช้จ่ายที่ไม่แตกต่างกัน นอกจากนั้น อัตราเร็วการเกิดฟาวลิงมีค่ามากกว่าค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 เพียงเล็กน้อย

10. ในด้านการศึกษาเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสีย 2 ระบบ คือ ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว (Submerged Membrane Bioreactor : SMBR) และระบบบำบัดด้วยระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ พบว่าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวสามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในส่วนของการติดตั้งและเดินระบบ นอกจากนั้นสามารถใช้แทนระบบฆ่าเชื้อโรค และน้ำเสียนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ในโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ได้

4.2 ข้อเสนอแนะ

1) จากการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัวระดับห้องปฏิบัติการ ให้ประสิทธิภาพสูงทั้งการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจน รวมทั้งการกำจัดของแข็งในรูปของแข็งแขวนลอย ดังนั้นเพื่อนำไปใช้ประโยชน์ต่อไปในอนาคต จึงควรพัฒนาการทดลองเป็นแบบระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสยรวมของโรงพยาบาล

2) ควรมีการศึกษา การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ ด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ที่มีสถานะแอนอ็อกซิก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดในเดรท และเป็นการลดค่าใช้จ่ายในส่วนของการพลังงานไฟฟ้า ที่ใช้ในการเติมอากาศ

3) จากการศึกษาเบื้องต้นเกี่ยวกับเทคนิคการใช้ไฟฟ้ากระแสสลับ โดยใช้เนเกิลอัลลอยด์ (99.99%) เป็นขั้วไฟฟ้า ลักษณะผิวโค้งทรงกลม โดยหันด้านโค้งนูนของขั้วไฟฟ้าเข้าหากัน มีระยะห่าง 1 cm และใช้ไฟฟ้ากระแสสลับแรงดัน 10 Vp-p ในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลร่วมกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว พบว่าปัญหาจากการศึกษาเนื่องจากเครื่องกำเนิดไฟฟ้ากระแสสลับแรงดันสูงสุด 10 Vp-p ไม่เพียงพอ ที่จะส่งผลให้จุลินทรีย์ มาเกาะที่ขั้วไฟฟ้า หากมีการศึกษาการใช้ไฟฟ้ากรพแอสลับควรเพิ่มในส่วนเครื่องกำเนิดไฟฟ้ากระแสสลับที่มีแรงดันที่มากกว่า 10 Vp-p เพื่อใช้การศึกษาในส่วนของการลดอัตราเร็วการเกิดฟาวลิงด้วยกระแสไฟฟ้ากระแสสลับ เพื่อเพิ่มอายุการใช้งานของเมมเบรน และลดค่าใช้จ่ายด้านการใช้สารเคมีในการล้างเมมเบรน

4) จากแนวทางการนำน้ำเพอมีเอทมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล ซึ่งควรมีการเพิ่มกระบวนการกรองระดับ RO (Reverse Osmosis) เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพน้ำทิ้งหลังการบำบัด ให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำ ในระดับที่สามารถนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ ภายในโรงพยาบาล ในระดับ เอ และควรมีการประเมินมูลค่าทางเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบต้นทุนในการจัดการระบบบำบัดเดิม ของโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ กับต้นทุนของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว เมื่อนำมาใช้จริง เพื่อประกอบการตัดสินใจในการเลือกใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นทางเลือกในอนาคต หากต้องการเพิ่มขีดความสามารถของระบบบำบัดเดิม และต้องการขยายพื้นที่เพื่อกิจกรรมหลักของโรงพยาบาล

บรรณานุกรม

กรมควบคุมมลพิษ.2549. คู่มือน้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย (ออนไลน์) สืบค้นได้จาก <http://www.pcd.go.th> (7 พฤศจิกายน 2549)

กรมควบคุมมลพิษ.2549. มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง (ออนไลน์) สืบค้นได้จาก <http://www.pcd.go.th> (7 พฤศจิกายน 2549)

กรมควบคุมมลพิษ. 2549. สรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย พ.ศ.2548 (ออนไลน์) .สืบค้นได้จาก <http://www.pcd.go.th> (22 พฤศจิกายน 2549).

กรมควบคุมโรคติดต่อ.2550. เอกสาร โรคอุจจาระร่วงจากเชื้อ Escherichia coli O157:H7 (ออนไลน์) สืบค้นได้จาก <http://www.ddc.moph.go.th> (21 กันยายน 2550)

กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

ชั้นทอง สุนทรภา. 2547. เทคโนโลยีการแยกด้วยเมมเบรน. กรุงเทพฯ ฯ: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

คณินทร์ บุญศาสตร์. 2546. ผลของโซเดียมไฮโปคลอไรด์และโซเดียมไฮดรอกไซด์ต่อการล้างไมโครฟิวเตรชั่นเมมเบรนในกระบวนการแเอคทีเว็คเต็ดสลัดจ์. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต,มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์.

จันทร์ทรงกลด ข่ายม่าน. 2550.การกำจัดอินทรีย์สารและไนโตรเจนจากน้ำเสียอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ)โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

- จิรวัดน์ ชาลีวรรณ. 2546. ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการเกิดก๊าซชีวภาพในการหมักแบบไร้ออกซิเจน อัตราการย่อยสูงของวัสดุเหลือทิ้งจากอุตสาหกรรมผลไม้บรรจุกระป๋อง. วิทยานิพนธ์ วิทยานิพนธ์ วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต,มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- จตุพร สุกศิริ. 2541. ความถี่ไฟฟ้ากระแสสลับที่เหมาะสมต่อการคัดแยกเพลงก่ต่อนพีชน้ำเค็ม 5 ชนิด. วิทยานิพนธ์ วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- ณัฐกร เกื้อรุ่ง, นายมเหยงค์ แซ่ลิ้ม. 2545. การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดโคลิฟอร์มแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่. โครงการ วิศวกรรมศาสตร์ สาขาวิศวกรรมโยธา, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- ธนาวุฒิ ส่งแสง. 2546. ผลของคุณลักษณะของน้ำเสียต่อการอุดตันของไมโครฟิวเตรชั่นเมมเบรนในกระบวนการแเอคทีเวเต็ดสลัดจ์สำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต. คณะวิศวกรรมศาสตร์,มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์.
- พรทิพย์ ศรีแดง. 2549. เอกสารประกอบการเรียนเมมเบรนเทคโนโลยี. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. (สงขลา)
- พวงรัตน์ ขจิตวิทยานุกรณ์. 2548. โครงการใช้กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันในการบำบัดน้ำเสียขั้นต้นสำหรับน้ำเสียโรงพยาบาล. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต. คณะวิศวกรรมศาสตร์,เทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- ปาริชาติ ตียปรัชญา. 2544. การพัฒนาสูตรและกระบวนการผลิตน้ำผักผลไม้โดยใช้เทคโนโลยีเมมเบรน. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีอาหาร, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- รัตนา จิระรัตนานนท์. 2541. กระบวนการแยกด้วยเยื่อแผ่นสังเคราะห์. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

- วิธาน ศิริปัญญา. 2545. ค่าพารามิเตอร์ของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลแบบตะกอน
เร่ง. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต, มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- วรรณฤดี หวันเซ่ง. 2549. การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดด้วยระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ด
สลัดจ์สำหรับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้น โดยการควบคุมค่าไออาร์พี. วิทยานิพนธ์
วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. 2540. มาตรฐานการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย
สำหรับชุมชนขนาดเล็กและ ขนาดกลาง.(ออนไลน์) สืบค้นได้จาก www.kmitl.ac.th (12
พฤษภาคม 2552)
- สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบุลย์. 2549. ระบบบำบัดน้ำเสีย: การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุมและ
การแก้ไขปัญหา. กรุงเทพมหานคร: ท้อป.
- สงกรานต์ นักบุญ. 2545. ปัจจัยที่มีผลต่อการทำลายเชื้ออีโคไลและแบคทีเรียโอฟาจด้วยคลอรีนบำบัด
น้ำเสียของโรงพยาบาล. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขานามัยสิ่งแวดล้อม,
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- สำนักงานสถิติแห่งชาติ. 2549. ข้อมูลประเภทและขนาดโรงพยาบาล 2544. (ออนไลน์) สืบค้นได้
จาก <http://www.nso.go.th> (22 พฤศจิกายน 2549)
- APHA, AWWA and WEF. 1998. *Standard Methods for the examination of water and
wastewater. 20 th ed. Maryland : American public Health Association.*
- Aronsson K, Lindgren M, Bengt R, Johansson B, Ronner U. 2001. Inactivation of
microorganisms using pulsed electric fields: the influence of process parameters on
Escherichia coli, *Listeria innocua*, *Leuconostoc mesenteroides* and *Saccharomyces
cerevisiae*. *Innovative Food Science & Emerging Technologies* 2. 41-54
- Bitton G. 1994. *Wastewater Microbiology*. New York : A John Wiley & Sons, INC.

- Birima ,A,H, Megat Mohd Noor MJ, Thamer A, Mohammed , Suleyman A, Muyibi, A. Idris. 2005. Simultaneous organic and nitrogen removal using anoxic – aerobic membrane bioreactor. *International Journal of Engineering and Technology* 2. 36 - 42
- Brown AP, Betts WB, Harrison AB, O'Neill JG. 1999. Evaluation of a dielectrophoretic bacterial counting technique. *Biosensors & Bioelectronics* 14 .341–351
- Chae,S,R, Kang S T, Lee SM, Lee E S, Oh S E, Watanabe Y, H.S. Shin. 2007. High reuse potential of effluent from an innovative vertical submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Desalination* 202(December):83–89
- Chang, J, S, Changa C Y, Chena A C, Erdeib L, S.Vigneswaran. 2006. Long-term operation of submerged membrane bioreactor for the treatment of high strength acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) wastewater: effect of hydraulic retention time. *Desalination* 191 (July) : 45 – 51
- Chang, I, S, Pierre L C, Bruce J, J. Simon. 2002. Membrane Fouling in Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Engineering* (November)
- Chen, JP, Yang CZ, Zhou JH, Wang XY. 2007. Study of the influence of the electric field on membrane flux of a new type of membrane bioreactor. *Chemical Engineering Journal* 128(October): 177–180
- Choi, C, Jaekeun L, Kwangho L,M.Kim. 2008. The effects on operation on conditions of sludge retention time and carbon/nitrogen ratio in an intermittently aerated membrane bioreactor (IAMBR). *Bioresource Technology* 99(January):5397-5401
- Chu,H,P and X.Y.Li. 2005. Membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR) : Sludge cake formation and fouling characteristics. *Biotechnology and bioengineering*. 232 - 331

- Clech, PL, Chen V, Tony A.G. Fane. 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science* 284. 17–53.
- Defrance, L, and M. Y. Jaffrin. 1999. Comparison between filtrations at fixed transmembrane pressure and fixed permeate flux: application to a membrane bioreactor used for wastewater treatment. *Journal of Membrane Science* 152(January): 203-210.
- Dialynas, E, and E. Diamadopoulos. 2008. Integration of immersed membrane ultrafiltration with coagulation and activated carbon adsorption for advanced treatment of municipal wastewater. *Desalination* 230(November): 113–127
- Drewsa ,A, Lee CH, M.Kraumea. 2006. Membrane fouling – a review on the role of EPS. *Desalination* 200. 186–188.
- Emmanuel, E, Perrodin Y, Keck G, Blanchard J-M, P.Vermande. 2005. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater : aproposed Framework for raw effluents discharging in tourbansewer network. *Journal of Hazardous Materials* 117 (Decembe): 1–11
- Fan, F, and Z. Hongde. 2007. Interrelated Effects of Aeration and Mixed Liquor Fractions on Membrane Fouling for Submerged Membrane Bioreactor Processes in Wastewater Treatment. *Environ. Sci. Technol* 41(December): 2523-2528.
- Fan, Yaobo. L. Gang, W. Linlin, Y. Wenbo , D.Chunsong, X. Huifang, W.Fan. 2006. Treatment and reuse of toilet wastewater by an airlift external circulation membrane bioreactor. *Proces Biochemistry* 41 (January): 1364–1370
- Gander, M. Jeerso B, S.Judd. 2000. Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment : are view with cost considerations. *Separationand Purication Technology* 18(October): 119-130

- Gautama, AK, Kumarb S, PC.Sabumon. 2006. Preliminary study of physico-chemical treatment options for hospital wastewater. *Journal of Environmental Management* 83(May): 298-306
- Guglielmi, G, Chiarani D, Judd JG, G. Andreottola. 2006. Flux criticality and sustainability in a hollow fibre submergedmembrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science* 289(February): 241–248
- Hafez, Azza. K. Maaly, G. Hanaa. 2007. Wastewater treatment and water reuse of food processing industries. Part II: Techno-economic study of a membrane separation technique. *Desalination* 214 (November): 261–272
- Henze, M, and P. Harremose. 1998. Nitrification and Denitrification in Wastewater Treatment. *Water Pollution Microbiology*. <http://books.google.com/books>.(accessed November 20, 2008)
- Hesse,S, Kleiser G, F.H. Frimmel.1999. Characterization of Refractory Organic Substances (ROS) in Water Treatment. *Water Science Technology* 40. 1-7.
- Huang,X, Gui P, Y.Qian. 2001. Effect of sludge retention time on microbial behavior in a submerged membrane bioreactor. *Process Biochemistry* 36(January):1001–1006
- Kaam, RV, Dominique A A, Marion A, Simon L, A. Claire . 2006. Aeration mode, shear stress and sludge rheology in a submerged membrane bioreactor: some keys of energy saving. *Desalination* 199 (March): 482–484
- Kajitvichyanukul, P. and N. Suntronvipart. 2006. Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 138. 384–391

- Khongnakorn, W, Christelle W, Laurence P, V. Laurent. 2006. Physical properties of activated sludge in a submerged membrane bioreactor and relation with membrane fouling. *Separation and Purification Technology* 55(May): 125-131
- Kim JO, Jung JT, Yeom IT, Aoh GH. 2006. "Electric fields treatment for the reduction of membrane fouling, the inactivation of bacteria and the enhancement of particle coagulation". *Desalination* 202. 31-37
- Kishino, H, H. Ishida, H. Iwabu, I. Nakano. 1995. Domestic wastewater reuse using a submerged membrane bioreactor. *Desalination* 106(August): 115-119
- Kurniawan, TA, Wai H L, C. Y. S. Chan. 2006. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *Journal of Hazardous Materials B137* (March): 443 – 455
- Leiknes, T, Heidi B, Martin E, D. Hallvard. 2006. Assessment of membrane reactor design in the performance of a hybrid biofilm membrane bioreactor (BF-MBR). *Department of Hydraulic and Environmental Engineering* 199(March): 328-330.
- Lesjean, B. and E. H. Huisjes. 2007. Survey of European MBR market, trends and perspectives. *International Membrane Technologies Confer* 9(May): 1-9
- Li, X, Gao F, Hua Z, Du G, and J. Chen. 2005. Treatment of Synthetic Wastewater by a Novel MBR with Granular Sludge Developed for Controlling Membrane Fouling. *Separation and Purification Technology* 46(November): 19-25
- Lim, A,L, and B. Ren. 2003. Membranefouling and cleaning in microfiltration of activatedsludge wastewater. *Journal of MembraneScience* 216(February): 279-290

- Lim, B.S, Choi B C, Yu S W, and C G. Lee. 2007. Effects of Operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. *Desalination* 202 (December): 77 – 82
- Matosic ,M, Vukovi M, Urlin M, I.Mijatovic. 2008. Fouling of a hollow fibre submerged membrane during long-term filtration of activated sludge. *Desalination* 219(May): 57-65
- McKenzie, C. 2005. Wastewater reuse conserves water and projects waterways. www.nesc.wvu.edu. (Accessed August 20, 2008)
- Melin,T, B. Jefferson , D. Bixio , C. Thoeys , W. De Wilde , J. De Koning ,J. van der Graaf, T. Wintgens.2006. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination* 187(April): 271–282
- Mishoe, G, L. 1999. F/M ratio and the operation of an activated sludge process. *Florida water resources journal* (March): 21-24
- NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE UNIVERSITET. 2009. <http://www.ntnu.no/nt>(Accessed January 28, 2009)
- Norman N Li. 2008. *Advanced Membrane Technology and Applications*. Wiley-Interscience <http://books.google.com/books>. (accessed May 12, 2009)
- Painter, H. A, 1977. Microbial Transformations of Inorganic Nitrogen. *Wat. Sci. Tech.* 30.277-284
- Pierre, LC, CHEN V, A.G. Fane. 2006. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of membrane science* 284(November): 17 - 53

- Psoch, C. and S. Schiewer. 2005. Long-term study of an intermittent air sparged MBR for synthetic wastewater treatment. *Journal of Membrane Science* 260 (July): 56–65
- Rautenbach, R. and, K. Vossenkaul. 2001. Reuse of filter backwash water by implementing ultrafiltration technology. *Water Science & Technology: Water Supply*. 207-214
- Seo, G.T., H.I. Ahan, J.T. Kim, Y.J. Lee, I.S. Kim. 2004. Domestic wastewater reclamation by submerged membrane bioreactor with high concentration powdered activated carbon for stream restoration. *Water Science and Technology* 50.173–178
- Sharma, B, and Ahlert, R. 1977. Nitrification and Nitrogen Removal. *Water. Research* 11. 897-925.
- Srinath, E.G. 1976. Nitrifying Organism Concentration and Activity. *Env. Eng.* 449-463.
- Sovereign Publications. 2009. Membrane separation processes. <http://www.sovereign-publications.com/membratec.htm>. (accessed January 28, 2009)
- Stephenson, T, Judd S, Jefferson B, K. Brindle. 2000. *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. U.K.: IWA Publishing.
- Tarazaga, Carlos C, Mercedes E, Campderrós, AP. Padilla. 2006. Physical cleaning by means of electric field in the ultrafiltration of a biological solution. *Journal of Membrane Science* 278(July): 219–224
- Thamer, A, M, H. Ahmed, Birima, M.J.M.M. Noor, A, Suleyman, Muyibi, A. Idris. 2008. Evaluation of using membrane bioreactor for treating municipal wastewater at different operating conditions. *Desalination* 221(February): 502–510

- The Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM). 2552. EPA Victoria Classification of Recycled Water. <http://www.ciwem.org/resources/water/Irrigation/epaclassification.asp> (accessed August 27, 2009)
- Ueda, T. and K. Hata. 1999. Domestic wastewater treatment by a submerged membrane bioreactor with gravitational filtration. *Water Research* 33(August): 2888-2892
- Visvanathan, C. and D. Pokhrel. 2003. New Horizons In Biotechnology. www.faculty.ait.ac.th/visu/pdfs/Activities/.../RMBEE.pdf (accessed August 27, 2009)
- Wang, X, Wu Z, Wang Z, Du X, J. Hua. 2008. Membrane fouling mechanisms in the process of using at-sheet membrane for simultaneous thickening and digestion of activated sludge. *Separation and Purification Technology* 63. 676 - 683
- Wanichapichart P, Bunthawin S, Kaewpaiboon A, Kanchanapoom K. 2002. Determination of Cell Dielectric Properties Using Dielectrophoretic Technique. *Science Asia* 28. 113 - 119
- Wen, X, Ding H, Huang X, R. Liu. 2003. Treatment of hospital wastewater using. *Process Biochemistry* 39. 1427-1431.
- Wisniewski C. 2007. Membrane bioreactor for water reuse. *Desalination* 203(May):15-19
- Xing, C, H, Tardieu E, Qian Y, X. H. Wen. 2000. Ultrafiltration membrane bioreactor for urban wastewater reclamation. *Journal of Membrane Science* 177(August): 73-82
- Yeom, I, T, Yoo MN, A. H. K. 1999. Treatment of household wastewater using an intermittently aerated membrane bioreactor. *Desalination* 124(November):193-204.
- Zhou, H. and D. W. Smith. 2002. Advanced technologies in water and wastewater treatment. *J. Environ. Eng. Sci* 1: 247-264

ภาคผนวก

ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นของระบบแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ในการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว โดยศึกษาต้นทุนพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบและค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้ล้างเมมเบรน

พิจารณาค่าใช้จ่ายในด้านกำลังไฟฟ้าที่ใช้

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนใช้ปั๊มเติมอากาศที่ใช้ในระบบจำนวน 1 เครื่อง เครื่องสูบลมแบบปริสติก (Peristaltic pump) 2 เครื่อง

- ปั๊มเติมอากาศ ¼ แรงม้า (1 แรงม้าเท่ากับ 0.746 กิโลวัตต์) 1 เครื่อง คิดเป็น 0.186 กิโลวัตต์/เครื่อง ผลิตอากาศได้ 55 ลิตร/นาที โดยปั๊มทำงาน 48 ครั้ง/วัน และ ครั้งละ 5 นาที เวลาการทำงานของปั๊ม/วัน

$$\begin{aligned} &= \text{จำนวนการทำงานของปั๊ม/วัน} \times \text{เวลาทำงานของปั๊ม/ครั้ง} \\ &= 48 \times 5 \\ &= 240 \text{ นาที/วัน หรือ } 4 \text{ ชั่วโมง} \end{aligned}$$

กำลังไฟฟ้าของปั๊มที่ใช้/วัน = จำนวนวัตต์ (กิโลวัตต์) x เวลาที่ใช้ (ชั่วโมง)

$$= 0.186 \times 4 = 0.746 \text{ กิโลวัตต์ชั่วโมง}$$

ปริมาณอากาศที่ปั๊มผลิตได้/วัน = อากาศที่ปั๊มผลิตได้ (ลิตร/นาที) x เวลาทำงานของปั๊ม (นาที)

$$= 55 \times 240 = 13,200 \text{ ลิตร/นาที}$$

ดังนั้น ปั๊มเติมอากาศทำงานทั้งวัน คิดเป็นกำลังไฟฟ้าที่ใช้ทั้งวัน 0.746 กิโลวัตต์ชั่วโมง และปริมาณอากาศที่ปั๊มผลิตได้ 13,200 ลิตร/นาที แต่ปริมาณอากาศของระบบที่ใช้ในห้องปฏิบัติการเติมอากาศที่ 5 ลิตร/นาที และเติมอากาศตลอด 24 ชั่วโมง เพราะฉะนั้นปริมาณอากาศที่ใช้ภายในระบบ 7,200 ลิตร/นาที และคิดเป็นกำลังไฟฟ้าที่ใช้ 0.409 กิโลวัตต์ชั่วโมง

- เครื่องสูบลมแบบปริสติก (Peristaltic pump) 1/10 แรงม้า (1 แรงม้าเท่ากับ 0.746 กิโลวัตต์) คิดเป็น 0.08 กิโลวัตต์/เครื่อง (จำนวนที่ใช้ 2 เครื่อง รวมใช้ไฟ 0.16 กิโลวัตต์) โดยปั๊มทำงานตลอด 24 ชั่วโมง รวมใช้กำลังไฟฟ้าทั้งหมด 3.84 กิโลวัตต์ชั่วโมง

$$\text{สูตรหาค่าไฟฟ้า} = \frac{\text{จำนวนวัตต์ (kW)} \times \text{เวลาที่ใช้(hr)} \times \text{ค่าไฟฟ้า(Bath/unit)}}{\text{ปริมาตรน้ำเสีย (m}^3\text{)}}$$

*อัตรากระแสไฟฟ้าต่อหน่วย 2.61 บาท

ดังนั้น ระบบบำบัดน้ำเสียระบบห้องปฏิบัติการ ใช้กำลังไฟฟ้าทั้งหมดวันละ 4.25 กิโลวัตต์ชั่วโมง (ปั๊มเติมอากาศ + เครื่องสูบลมแบบปริสติก) คิดเป็น ค่าไฟฟ้า 11.09 บาท/ลูกบาศก์เมตร ในการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสงขลานครินทร์โดยใช้ระบบแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเดินระบบที่

ค่า ฟลักซ์ 10 l/h/m^2 (น้ำเสียเข้าระบบวันละ 0.048 m^3) คิดเป็นค่าไฟฟ้าวันละ 0.44 บาท และ 20 l/h/m^2 (น้ำเสียเข้าระบบวันละ 0.096 m^3) คิดเป็นค่าไฟฟ้าวันละ 0.88 บาท

พิจารณาค่าใช้จ่ายในการล้างทำความสะอาดเมมเบรน

1. ปริมาณ Citric acid ที่ใช้เทียบกับค่าใช้จ่าย

Citric acid 1,000 g ราคาประมาณ 100 บาท โดยในการล้างเมมเบรน 1 ครั้ง ต้องเตรียม Citric acid 1% w/v คือ น้ำ 100 ml/Citric acid 1 g ในชุดการทดลองใช้น้ำ 20 l จะมี Citric acid 200 g ดังนั้น Citric acid ที่ใช้ในการล้างเมมเบรน 1 ครั้ง คิดเป็นเงินทั้งสิ้น 20 บาท ในการทดลองล้างเมมเบรน 2 ครั้งคือ สิ้นสุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m^2 โดยค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 (เดินระบบ 60 วัน) ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัด 2.88 m^3 ใช้ Citric acid ในการล้างเมมเบรน 6.94 บาท/m^3 ถ้าเดินระบบต่อเนื่อง 4.5 ปี (1,654 วัน) จะมีปริมาณน้ำเสียที่บำบัดทั้งสิ้น 78.86 m^3 คิดเป็นค่าใช้จ่ายของ Citric acid ในการล้างเมมเบรน 0.25 บาท/m^3 ในส่วนของการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 20 l/h/m^2 (เดินระบบ 90 วัน) ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัด 8.64 m^3 ใช้ Citric acid ในการล้างเมมเบรน 2.31 บาท/m^3 ถ้าเดินระบบต่อเนื่อง 4.25 ปี (1,552 วัน) จะมีปริมาณน้ำเสียที่บำบัดทั้งสิ้น 148.90 m^3 คิดเป็นค่าใช้จ่ายของ Citric acid ในการล้างเมมเบรน 0.13 บาท/m^3

2. ปริมาณ NaOH ที่ใช้เทียบกับค่าใช้จ่าย

NaOH 1,000 g ราคาประมาณ 70 บาท โดยในการล้างเมมเบรน 1 ครั้ง ต้องเตรียม NaOH 1% w/v คือ น้ำ 100 ml/Citric acid 1 g ในชุดการทดลองใช้น้ำ 20 l จะมี NaOH 200 g ดังนั้น NaOH ที่ใช้ในการล้างเมมเบรน 1 ครั้งคิดเป็นเงินทั้งสิ้น 14 บาท ในการทดลองล้างเมมเบรน 2 ครั้งคือ สิ้นสุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m^2 โดยค่าฟลักซ์ 10 l/h/m^2 (เดินระบบ 60 วัน) ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัด 2.88 m^3 ใช้ NaOH ในการล้างเมมเบรน 4.86 บาท/m^3 ถ้าเดินระบบต่อเนื่อง 4.5 ปี (1,654 วัน) จะมีปริมาณน้ำเสียที่บำบัดทั้งสิ้น 78.86 m^3 คิดเป็นค่าใช้จ่ายของ NaOH ในการล้างเมมเบรน 0.18 บาท/m^3 ในส่วนของการทดลองที่ค่า ฟลักซ์ 20 l/h/m^2 (เดินระบบ 90 วัน) ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัด 8.64 m^3 ใช้ NaOH ในการล้างเมมเบรน 2.31 บาท/m^3 ถ้าเดินระบบต่อเนื่อง 4.25 ปี (1,552 วัน) จะมีปริมาณน้ำเสียที่บำบัดทั้งสิ้น 148.90 m^3 คิดเป็นค่าใช้จ่ายของ NaOH ในการล้างเมมเบรน 0.1 บาท/m^3

3. ปริมาณ NaOCl ที่ใช้เทียบกับค่าใช้จ่าย

NaOCl 10 l ราคาประมาณ 250 บาท โดยในการล้างเมมเบรน 1 ครั้ง ต้องเตรียม NaOCl 0.1% w/v จาก NaOCl 10% w/v ในชุดการทดลองใช้น้ำ 20 l จะมี NaOCl 0.2 l ดังนั้น NaOCl ที่ใช้ในการล้างเมมเบรน 1 ครั้งคิดเป็นเงินทั้งสิ้น 5 บาท ในการทดลองล้างเมมเบรน

2 ครั้งคือ สิ้นสุดการทดลองที่ค่าฟลักซ์ 10 และ 20 l/h/m² โดยค่าฟลักซ์ 10 l/h/m² (เดินระบบ 60 วัน) ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัด 2.88 m³ ใช้ NaOCl ในการล้างเมมเบรน 1.74 บาท/m³ ถ้าเดินระบบ ต่อเนื่อง 4.5 ปี (1,654 วัน) จะมีปริมาณน้ำเสียที่บำบัดทั้งสิ้น 78.86 m³ คิดเป็นค่าใช้จ่ายของ NaOCl ในการล้างเมมเบรน 0.06 บาท/m³ ในส่วนของการทดลองที่ค่า ฟลักซ์ 20 l/h/m² (เดินระบบ 90 วัน) ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่บำบัด 8.64 m³ ใช้ NaOCl ในการล้างเมมเบรน 0.58 บาท/m³ ถ้าเดินระบบ ต่อเนื่อง 4.25 ปี (1,552 วัน) จะมีปริมาณน้ำเสียที่บำบัดทั้งสิ้น 148.90 m³ คิดเป็นค่าใช้จ่ายของ NaOCl ในการล้างเมมเบรน 0.03 บาท/m³

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นางสาวอุมาพร ปรีชา	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	4910920057	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
ศึกษาศาสตรบัณฑิต (วิทยาศาสตร์ - ฟิสิกส์)	มหาวิทยาลัยทักษิณ	2546

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

การเผยแพร่ในงานประชุมวิชาการ

- 6th Regional Symposium on Membrane Science & Technology 2008

ชื่อเรื่องที่น่าสนใจ

- Preliminary Study of hospital wastewater treatment with a submerged membrane bioreactor (SMBR): Case study of Songklanagarind Hospital-Thailand

การเผยแพร่ในวารสาร

Preliminary Study of Hospital Wastewater Treatment with a Submerged Membrane Bioreactor

(SMBR): Case Study of Songklanagarind Hospital –Thailand. 2009. *J. Applied Membrane Science & Technology* 9(June): 9–17