

ส่วนที่ 2

รายงานฉบับสมบูรณ์การดำเนินงานโครงการวิจัย (Project)
โครงการวิจัยทุนอุดหนุนวิจัย มก. ปีงบประมาณ 2556

โครงการวิจัยรหัส ศ-ข.4.56.

ศักยภาพการลดความเป็นพิษในน้ำเสียจากโรงพยาบาลที่บำบัดด้วยถังเยื่อกรองเมมเบรนชีวภาพ
เปรียบเทียบกับกระบวนการบำบัดแบบดั้งเดิมToxicity Reduction Potentiality of Hospital Wastewater Treated by Membrane Bioreactor
in Comparison to Conventional Treatment Processวิไล เจียมไชยศรี⁽¹⁾ และ นุตฐา แสงนรินทร์ เหมจินดา⁽¹⁾
Wilai Chiemchaisri and Nutta Sangnarin Hamjinda

บทคัดย่อ

การศึกษาครั้งนี้ได้ทำการสำรวจลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาล 7 แห่ง ในเขตกรุงเทพมหานคร โดยเน้นการตรวจวิเคราะห์หายาปฏิชีวนะ 19 ชนิด พบว่าปริมาณยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสียโรงพยาบาลมีความสัมพันธ์ทางบวกกับปริมาณการใช้ยาปฏิชีวนะต่อผู้ป่วยใน ($r^2=0.77-0.99$) และยาปฏิชีวนะกลุ่ม fluoroquinolones ได้แก่ ofloxacin+levofloxacin norfloxacin ciprofloxacin และ sulfamethoxazole พบบ่อยที่สุด ยาที่มีความเข้มข้นสูงสุดได้แก่ norfloxacin และ ciprofloxacin เท่ากับ 12.11 และ 9.60 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ในการทดสอบความเป็นพิษแบบเฉียบพลันของน้ำเสียโรงพยาบาลต่อสิ่งมีชีวิตต่างๆ ได้แก่ ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย สาหร่ายน้ำจืด (*Chlorella vulgaris/Scenedesmus quadricauda*) และแพลงก์ตอนสัตว์ (*Moina macrocopa*) พบว่าน้ำเสียโรงพยาบาลสามารถยับยั้งการเจริญโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียและมีความเป็นพิษต่อสาหร่ายน้ำจืด และแพลงก์ตอนสัตว์ (9.81–13.63TU และ 2.62-3.09TU ตามลำดับ) อย่างไรก็ตามระดับความเป็นพิษของน้ำทิ้งลดลงได้สูงสุดเมื่อน้ำเสียบำบัดด้วยระบบเอ็มบีอาร์ MBR ทั้งนี้ระบบบำบัดน้ำเสียดั้งเดิมทั้งระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์และระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพสามารถกำจัดยาปฏิชีวนะกลุ่ม fluoroquinolones และ tetracycline ด้วยกลไกการดูดติดกับตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งปริมาณคลอรีนตกค้างและแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำผ่านการบำบัดยังคงเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตบางชนิดที่ใช้ทดสอบอยู่

คำสำคัญ ยาปฏิชีวนะ, ตัวชี้วัดทางชีวภาพ, แอคทิเวเตดสลัดจ์, นิเวศพิษวิทยา, น้ำเสียโรงพยาบาล, แผ่นจานหมุนชีวภาพ, ถังเยื่อกรองชีวภาพ

⁽¹⁾ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

Environmental Engineering Department, Faculty of Engineering, Kasetsart University

Abstract

This study surveyed the hospital wastewater characters focusing on the antibiotics contamination in seven hospitals in Bangkok. It detected 19 antibiotics of which the high frequent detection were quinolones such as ofloxacin+levofloxacin, norfloxacin, ciprofloxacin including sulfamethoxazole. Norfloxacin and ciprofloxacin appeared the highest

concentrations of 12.11 and 9.60 $\mu\text{g/L}$, respectively. Most antibiotic concentrations in the wastewaters of the studied hospitals gave a good correlation ($r^2=0.77-0.99$) to the amount of usage. In this study, batch acute toxicity tests were performed to assess the toxicity of hospital wastewater on the mixed liquor, freshwater algae (*Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda*), and microcrustacean (*Moina macrocopa*). The hospital wastewaters could inhibit the mixed liquor growth and gave similar toxic levels among test species: algae and microcrustacean (9.81–13.63TU and 2.62-3.09TU, respectively). The conventional activated sludge (CAS) and rotating biological contactor (RBC) could remove fluoroquinolones and tetracycline via biomass adsorption. After treatment, membrane bioreactor (MBR) could successfully reduction the toxicity while the other conventional activated sludge (CAS) and rotating biological contactor (RBC) gave slight toxicity which caused from chlorination and common toxicant ($\text{NH}_3\text{-N}$).

Keywords Antibiotics, bio-indicator, activated sludge, ecotoxicology, hospital wastewater, rotating biological contactor, membrane bioreactor

บทนำ

กิจกรรมภายในโรงพยาบาลมีการใช้สารเคมีหลากหลายชนิด เช่น ผลิตภัณฑ์จำพวกยา สารกัมมันตรังสี ตัวทำลาย และสารฆ่าเชื้อโรค (Kummerer et al., 1997) เพื่อจุดประสงค์ทางการแพทย์ เช่น การรักษาโรค ฆ่าเชื้อโรค และการวินิจฉัยในห้องปฏิบัติการ ซึ่งหลังจากการใช้งานสารเคมีเหล่านี้ และยาที่ไม่ผ่านกระบวนการเมแทบอลิซึมในร่างกายคนไข้ (ไม่เปลี่ยนรูป) จะถูกขับออกนอกร่างกายผ่านการขับถ่าย รวมทั้งการทิ้งยาที่หมดอายุ หรือไม่ได้ใช้งานและสารฆ่าเชื้อต่างในกระบวนการรักษา (Kummerer et al., 2001) สิ่งต่างๆ เหล่านี้จะถูกระบายสู่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลโดยตรง จึงทำให้น้ำเสียโรงพยาบาลแหล่งกำเนิดสารพิษที่เป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม

จากการสำรวจกลุ่มสารเคมี 5 กลุ่มหลักที่มีการใช้ในโรงพยาบาล พบว่ามี ยาปฏิชีวนะ (antibiotics) ยาลดอาการปวด และยาลดอาการอักเสบ (analgesics and anti-inflammatories), ยับยั้งการเติบโตของเซลล์ (Cytostatics), ยาชา (Anaesthetics) และสารฆ่าเชื้อโรค (Disinfectants) (Kummerer, 2001; Ternes and Joss, 2006; Schuster et al., 2008) แต่รายงานคุณสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาลชนิดของสารที่ปนเปื้อนมีแนวโน้มต่างกับปริมาณการใช้สารเคมีของโรงพยาบาล ทั้งนี้เนื่องจากหลายปัจจัยเช่น คุณสมบัติทางเคมีของสารนั้นๆ ความสามารถในการเมแทบอลิซึมของร่างกายมนุษย์ และความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ ยกตัวอย่างเช่น ยาปฏิชีวนะที่มีการใช้สูงสุดในโรงพยาบาล ได้แก่ กลุ่มเบต้าแลคแทม โดยเฉพาะ cephalosporin และ penicillin แต่พบว่ายากลุ่มนี้ไม่ปรากฏหรือมีน้อยมากในน้ำเสีย ทั้งนี้เนื่องจากยากลุ่มนี้ถูกย่อยสลายในร่างกายคนไข้ได้ 60-90% (Kummerer and Henninger, 2003; Zuccato et al., 2005; Nakada et al., 2006; Kasprzyk-Hordern et al., 2008.) นอกจากนี้ยังถูกไฮโดรไลต์และเปลี่ยนรูปร่างได้ง่ายอีกด้วย ส่วนยาปฏิชีวนะกลุ่ม fluoroquinolone, macrolide, sulfonamide และ tetracycline พบว่ามีปรากฏในน้ำเสียโรงพยาบาล น้ำเสียชุมชน และน้ำผิวดิน สูงกว่ากลุ่มอื่นๆ เนื่องจากยากลุ่มนี้ถูกย่อยสลายในร่างกายผู้ป่วยได้น้อย และมีความคงทนในสิ่งแวดล้อมถูกสลายทางชีวภาพได้ยาก

โรงพยาบาลในประเทศไทยต้องทำการบำบัดน้ำ ให้ผ่านมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เสียก่อนปล่อยออกสู่ลำรางสาธารณะ ทำให้โรงพยาบาลต้องมีระบบบำบัดน้ำเสีย จากการสำรวจรูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย พบว่า ส่วนใหญ่ใช้ระบบบำบัดแบบชีวภาพ เช่น ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Suwanwat, 1993) หากน้ำเสียปนเปื้อนด้วยยาปฏิชีวนะ หรือยาฆ่าเชื้อ อาจมีผลต่อเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปถูกออกแบบให้กำจัดสารอินทรีย์ และสารอาหาร (ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส) ยังไม่มีการออกแบบให้สามารถบำบัดน้ำเสียสำหรับบำบัดสารมลพิษขนาดเล็ก (micropollutants) ผลิตภัณฑ์ยา หรือยาปฏิชีวนะ (Hu et al., 2010; Michael et al., 2013) ซึ่งมีคุณสมบัติทางเคมีเป็นสารมีขั้วสูง (Xu et al., 2007) สารเหล่านี้ย่อยสลายในกระบวนการชีวภาพได้น้อยมาก กลไกหลักคือถูกดูดซับด้วยตะกอนจุลินทรีย์

ยาปฏิชีวนะที่ไม่ถูกกำจัดในระบบบำบัดน้ำเสีย เมื่อระบายสู่สิ่งแวดล้อม แม้มีปริมาณเพียงเล็กน้อย ก็มีผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ (Xiao et al., 2008) ที่ผ่านมามีการศึกษาผลกระทบของยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมอย่างแพร่หลาย ซึ่งส่วนใหญ่ได้กล่าวถึงกรณีพัฒนาการของเชื้อแบคทีเรียดื้อยา และยีนดื้อยา (Aminov and Mackie, 2007) ซึ่งมีหลายงานวิจัยได้ตรวจพบทั้งเชื้อแบคทีเรียดื้อยา และยีนดื้อยาในระบบบำบัดน้ำเสีย (Zhang et al., 2009; Auerbach et al., 2007; Brooks et al., 2007) ปัญหาดังกล่าวส่งผลกระทบโดยตรงกับการรักษาโรค/ควบคุมโรค และการแพร่ระบาดของเชื้อดื้อยา อย่างไรก็ตามในปัจจุบันมีการศึกษาผลกระทบของน้ำเสียโรงพยาบาล หรือยาปฏิชีวนะต่อห่วงโซ่อาหารอยู่อย่างจำกัด ดังนั้นต้องมีการศึกษาเพิ่มเติมในแง่ของความปลอดภัยต่อระบบนิเวศวิทยาทางน้ำ เช่น การทดสอบความเป็นพิษต่อแพลงก์ตอนพืช แพ

ลงค์ตอนสัตว์ ฟืชน้ำ และปลา เป็นต้น งานวิจัยนี้มีจุดประสงค์เพื่อประเมินความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาล และยาปฏิชีวนะต่อตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบชีวภาพ และความสามารถในการกำจัดยาปฏิชีวนะของระบบบำบัดน้ำเสียรูปแบบต่างๆ และการลดความเป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อมผ่านการทดสอบความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตอาศัยอยู่ในแหล่งน้ำ โดยใช้ไรแดง (*Moina macrocopa*) และสาหร่าย (*Scenedesmus sp.* และ *Chlorella sp*) เป็นดัชนี

วิธีวิจัย

1. ศึกษาปริมาณการปนเปื้อนยาปฏิชีวนะในน้ำเสียโรงพยาบาลภายในพื้นที่จังหวัดกรุงเทพมหานคร

จากการสำรวจข้อมูลจำนวนโรงพยาบาลภายใต้การกำกับดูแลของรัฐบาล และเอกชนในเขตกรุงเทพมหานครในปี 2557 มีจำนวนทั้งสิ้น 137 โรงพยาบาล ซึ่งให้การดูแลประชากรทั้งสิ้น 7.89 ล้านคน ในการศึกษาครั้งนี้ทำการสำรวจคุณลักษณะน้ำเสียของโรงพยาบาลทั้งสิ้น 7 แห่ง (คิดเป็นร้อยละ 5 ของจำนวนโรงพยาบาลทั้งหมด) จัดเป็นหน่วยบริการระดับตติยภูมิ (Tertiary Care) ซึ่งประกอบด้วยโรงพยาบาลรัฐบาล 4 แห่ง และโรงพยาบาลเอกชน 3 แห่ง การเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ได้ดำเนินการในช่วงเดือนธันวาคม 2556 ถึง เดือนมีนาคม 2557 เก็บตัวอย่างแบบจ้วง (grab sampling) ในช่วงเวลา 10.00 – 12.00 น. ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าในช่วงที่มีกิจกรรมการใช้น้ำในโรงพยาบาลสูง (Mohee 2005; Boillot et al. 2008) น้ำเสียแต่ละโรงพยาบาลถูกเก็บจากบริเวณบ่อรวบรวมน้ำเสีย ซึ่งผ่านตะแกรงดักขยะมาแล้ว และนำไปวิเคราะห์ปริมาณยาปฏิชีวนะ จำนวน 19 ชนิด ซึ่งได้คัดเลือกมาจากการพบยาปฏิชีวนะที่ปรากฏบ่อยในน้ำเสียโรงพยาบาลจากงานวิจัยที่ผ่านมา (Schroder et al. 2012; Verlicchi et al. 2012; Santos et al. 2013) รายละเอียดแสดงดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 รายชื่อยาปฏิชีวนะที่ทำการวิเคราะห์ในน้ำเสียโรงพยาบาล 7 แห่ง

กลุ่มยาปฏิชีวนะ	รายชื่อยาปฏิชีวนะ	อักษรย่อ	สูตรโมเลกุล	น้ำหนักโมเลกุล (กรัม/โมล)
Beta Lactam	Amoxicillin	AMC	C ₁₆ H ₁₉ N ₃ O ₅ S	365.4
Chloramphenical	Chloramphenicol	CAM	C ₁₁ H ₁₂ N ₂ O ₅	323.13
Lincosamides	Lincomycin	LCM	C ₁₈ H ₃₄ N ₂ O ₆ S	443.00
Macralides	Erythromycin	ERY	C ₃₇ H ₆₇ NO ₁₃	733.93
	Roxithromycin	RXM	C ₄₁ H ₇₆ N ₂ O ₁₅	837.05
	Tylosin	TYL	C ₄₆ H ₇₇ NO ₁₇	916.10
Quinolones	Ofloxacin	OFX	C ₁₈ H ₂₀ FN ₃ O ₄	361.37
	Levofloxacin	LFX	C ₁₈ H ₂₀ FN ₃ O ₄	361.37
	Norfloxacin	NOR	C ₁₆ H ₁₈ FN ₃ O ₃	319.33
	Ciprofloxacin	CIP	C ₁₇ H ₁₈ FN ₃ O ₃	331.34
	Lomefloxacin	LFLX	C ₁₇ H ₁₉ F ₂ N ₃ O ₃	351.35
	Nalidixic acid	NA	C ₁₂ H ₁₂ N ₂ O ₃	232.24
Sulfonamides	Sulfamethoxazole	SMX	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S	253.28
	Sulfamerazine	SMZ	C ₁₁ H ₁₂ N ₄ O ₂ S	264.31
	Sulfathiazole	STH	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂ S ₂	255.32
Tetracyclines	Chlortetracycline	CTC	C ₂₂ H ₂₃ ClN ₂ O ₈	478.88
	Oxytetracycline	OTC	C ₂₂ H ₂₄ N ₂ O ₉	460.43
	Tetracycline	TC	C ₂₂ H ₂₄ N ₂ O ₈	444.43
Other	Trimethoprim	TMP	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃	290.32

วิธีการวิเคราะห์ปริมาณยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย ประยุกต์จาก EPA Method 1694 (2007) มีขั้นตอนดังนี้

1. การเตรียมตัวอย่าง : กรองน้ำตัวอย่างผ่านกระดาษกรอง GF/C ปรับค่าพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 2.0 ด้วย 5N HCl จากนั้นเติม Na₄EDTA 500 มก./ล. เพื่อป้องกันการเกิดสารเชิงซ้อนระหว่างยาปฏิชีวนะและโลหะที่อยู่ในน้ำตัวอย่าง จากนั้นเขย่า 30 นาที

2. การสกัดสกัดยาปฏิชีวนะจากน้ำตัวอย่าง: ใช้เทคนิคสกัดด้วยเฟสของแข็ง (Solid phase extraction: SPE) ชนิด HCP tubes 200 มก./6 มล. VertipakTM ยี่ห้อ Vertical Chromatography ปรับสภาพชุดสกัด SPE ด้วย MeOH 3 มล. และ น้ำปราศจากไอออน 3 มล. โดยดูดด้วยความเร็ว 1 – 2 มล./นาที ผ่านน้ำตัวอย่างใน SPE และดูดด้วยความเร็ว 1 – 2 มล./นาที ต่อมาล้างสารปนเปื้อนด้วยน้ำปราศจากไอออน 10 มล. และดูดให้ลมผ่านประมาณ 15 นาที เพื่อให้ SPE แห้ง จากนั้นชะสารด้วย MeOH ปริมาณ 12 มล. โดยยาปฏิชีวนะที่ต้องการเมื่อผ่านกระบวนการสกัดแล้ว นำไประเหยด้วยก๊าซไนโตรเจน (99.99%) ที่อุณหภูมิ 35 °ซ (Chano Vap®). เมื่อตัวอย่างแห้งเติม MeOH 3 มล. และปรับปริมาตรตัวอย่างเป็น 4 มล. ด้วย 0.1% ฟอรั่มิกบัฟเฟอร์ ก่อนฉีดเข้าสู่เครื่อง LC/MS/MS ต่อไป

3. วิเคราะห์ปริมาณยาปฏิชีวนะ: ตัวอย่างที่ผ่านจากการสกัดวิเคราะห์โดยใช้เครื่อง LC-MS/MS ประกอบด้วยเครื่อง HPLC (Agilent 1100 series, Palo Alto, USA) และ detector MS/MS (TSQ quantum discovery max; Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) และติดตั้งคอลัมน์ (Atlantis T3, 100 มม. x2.1 มม. x 3 มค.ม.) อุณหภูมิ 40°ซ สำหรับ mobile phase ที่ใช้เป็นระบบตัวทำละลาย 2 ชนิด ซึ่ง ตัวทำละลาย A คือ 0.1% กรดฟอรั่มิกในอะซิโตนไนโตรเจนและตัวทำละลาย B คือ 0.1% กรดฟอรั่มิกในน้ำปราศจาก

ไอออน สำหรับการวิเคราะห์โดย MS/MS นั้นสารจะถูกทำให้เป็นไอออนบวกโดย Electrospray ionization (ESI) ไอออนที่ได้จะถูกวิเคราะห์ด้วย Selective Reaction Monitoring (SRM) mode

2. การสำรวจข้อมูลการใช้ยาปฏิชีวนะในโรงพยาบาล

จากข้อมูลการสำรวจปริมาณยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสียโรงพยาบาลทั้ง 7 แห่ง ในเขตกรุงเทพมหานคร ได้เลือกโรงพยาบาล 3 แห่ง เพื่อศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างการใช้อยาปฏิชีวนะในผู้ป่วยใน และปริมาณความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย ซึ่งโรงพยาบาลที่เลือกมานั้น มีรูปแบบการบำบัดน้ำเสียที่ต่างต่างกัน คือ เป็นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (conventional activated sludge: CAS) 2 แห่ง (มี และไม่มีระบบฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน) และระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (rotating biological contactor: RBC) โรงพยาบาล 3 แห่ง นี้ถูกเลือกมาเป็นตัวแทนในการเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียที่แตกต่างกัน ดังนั้นจึงทำการรวบรวมข้อมูลการใช้อยาปฏิชีวนะย้อนหลังเป็นระยะเวลา 1 ปี แต่อย่างไรก็ตามในการศึกษารั้งนี้สามารถรวบรวมข้อมูลการใช้อยาได้เพียง 2 โรงพยาบาล เท่านั้น ซึ่งเป็นโรงพยาบาลเอกชนทั้ง 2 แห่ง โดยข้อมูลการใช้อยาย้อนหลังจากโรงพยาบาลแห่งที่ 1 (H1) รวบรวมได้จากช่วงเดือนมกราคม ถึง ธันวาคม 2556 โรงพยาบาลแห่งที่ 2 (H2) รวบรวมได้จากช่วงเดือนสิงหาคม 2556 ถึง เดือนกรกฎาคม 2557 ข้อมูลการใช้อยาทั้งหมดถูกคัดเลือกเฉพาะยาปฏิชีวนะที่ใช้กับผู้ป่วยใน (in-patients department: IPD) จากนั้นคำนวณปริมาณการใช้อยาปฏิชีวนะต่อปีดังสมการ (1)

ปริมาณการใช้อยาปฏิชีวนะแต่ละชนิด (กก./ปี)

$$= \text{รายการจ่ายยาปฏิชีวนะต่อผู้ป่วยใน (หน่วย/ปี)} \times \text{ขนาดของยาปฏิชีวนะ (มก./หน่วย)} \times (10^{-6}) \quad (1)$$

3. ศึกษาประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล ซึ่งทำการเปรียบเทียบระหว่างระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ กับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ที่มีการติดตั้งระบบต้นแบบระดับห้องปฏิบัติการ

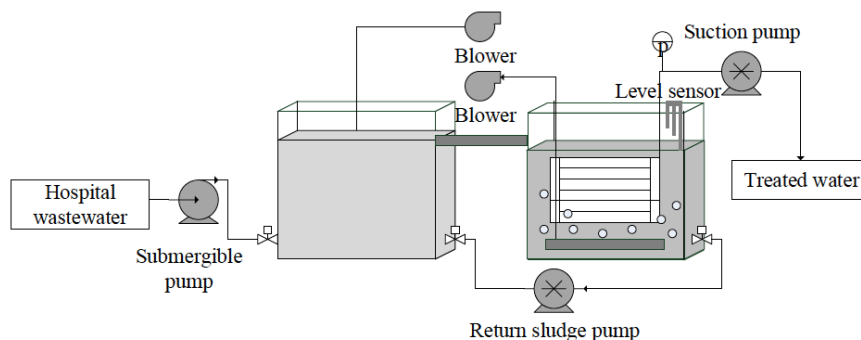
จากข้อมูลการสำรวจระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลทั้ง 7 แห่ง พบว่า มีการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์จำนวน 6 แห่ง และระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ จำนวน 1 แห่ง ทำการเลือกโรงพยาบาล 3 แห่ง เพื่อศึกษาประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสีย ประกอบด้วยโรงพยาบาลแห่งที่ 1 (H1) ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ แต่ไม่มีกระบวนการฆ่าเชื้อโรค โรงพยาบาลแห่งที่ 2 (H2) ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน และโรงพยาบาลแห่งที่ 3 (H3) ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ และกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน รายละเอียดของโรงพยาบาลที่ทำการศึกษาแสดงดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 รายละเอียดโรงพยาบาลที่ทำการศึกษาประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสีย

รายละเอียด	H1	H2	H3
ประเภท	เอกชน	เอกชน	รัฐบาล
ขนาด (เตียง)	150	550	242
พนักงาน (คน)	700	2,000	750
ผู้ป่วย (คน/เดือน)			
ผู้ป่วยใน	600	1,600	1,500

ผู้ป่วยนอก	12,000	50,000	35,000
ปริมาณน้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)	150	500	225
รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสีย	CAS	CAS	RBC
ระบบฆ่าเชื้อโรค	ไม่มี	Chlorination	Chlorination
ขนาดระบบบำบัดน้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)	240	900	2,400

เนื่องจากโรงพยาบาลแห่งที่ 1 (H1) ไม่มีระบบฆ่าเชื้อโรค จึงได้ทดลองนำระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane bioreactor: MBR) ขนาดห้องปฏิบัติการ ติดตั้งเพิ่มเติม เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย รายละเอียดระบบต้นแบบระดับห้องปฏิบัติการถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีดังนี้ (รายละเอียดดังภาพที่ 4) ติดตั้งเครื่องสูบน้ำชนิดจุ่มในบ่อรวบรวมน้ำเสียของโรงพยาบาล ป้อนน้ำเข้าสู่ระบบต้นแบบฯ โดยพักน้ำในถัง anoxic ขนาด 10 ลิตร และป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (aerobic) ขนาด 10 ลิตร ภายในบรรจุเยื่อกรองไมโคร PVDF ชนิด Hollow fiber membrane ซึ่งมีพื้นที่ผิวเยื่อกรองรวม 0.07 ตารางเมตรต่อชุด ขนาดช่องเปิดเยื่อกรอง 0.4 ไมครอน กำหนดอัตราการกรองผ่านเยื่อกรอง 0.4-0.5 ลูกบาศก์เมตรต่อตารางเมตรต่อวัน ชีตความสามารถในการบำบัด 56-70 ลิตรต่อวัน ควบคุมความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ในระบบโดยการหมุนเวียนตะกอน หากมีความเข้มข้นเกินค่าที่กำหนด (5,000 – 8,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ต้องทำการระบายตะกอนทิ้ง เติลระบบต่อเนื่อง 24 ชั่วโมง



ภาพที่ 1 แผนผังระบบต้นแบบระดับห้องปฏิบัติการถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ดำเนินการเก็บตัวอย่างเดือนละ 1 ครั้ง เป็นระยะเวลา 3 เดือน ในช่วงเดือนสิงหาคม ถึง เดือนตุลาคม 2556 จำนวน 3 จุด ได้แก่ น้ำเสีย เก็บบริเวณบ่อรวบรวมน้ำเสียที่ผ่านตะแกรงดักขยะ ตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ/แผ่นจานหมุน และน้ำทิ้ง บ่อพักน้ำทิ้งหลังจากกระบวนการฆ่าเชื้อโรค (ในกรณีมีการฆ่าเชื้อโรค) เก็บตัวอย่างทั้งหมดในตู้เย็นที่มีอุณหภูมิ 4 °ซ เพื่อวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพ เคมี ชีวภาพ รวมทั้งทดสอบความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต ซึ่งวิเคราะห์คุณภาพน้ำตาม standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2012)

4. การทดสอบความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต

สายพันธุ์สิ่งมีชีวิตที่ใช้ในการทดสอบความเป็นพิษ ได้แก่ ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสีย สาหร่ายน้ำจืดสายพันธุ์ *Chlorella vulgaris* และ *Scenedesmus quadricauda* และ แพลงก์ตอนสัตว์สายพันธุ์ *Moina macrocopa* โดยทดสอบกับน้ำเสีย และ น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วของโรงพยาบาล

4.1 การทดสอบความเป็นพิษที่มีต่อตะกอนจุลินทรีย์

ระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปที่นิยมใช้ในประเทศเป็นแบบระบบชีวภาพ ดังนั้นแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ หรือ ตะกอนจุลินทรีย์มักจะถูกนำมาใช้ในการทดสอบความเป็นพิษของน้ำเสีย เนื่องจากรับผลกระทบโดยตรงจาก สารพิษที่ปรากฏในน้ำเสีย น้ำเสียที่เกิดจากโรงพยาบาลมีความแปรผันตามกิจกรรมต่างๆ ที่เกิดขึ้นในโรงพยาบาล ดังนั้นจึงทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงพยาบาลทุก 3 ชั่วโมง ตั้งแต่ 6.00 – 21.00 น.

การทดสอบความเป็นพิษของน้ำเสียต่อตะกอนจุลินทรีย์ โดยวิธีวัดอัตราการเจริญของจุลินทรีย์ มี ขั้นตอนดังต่อไปนี้ นำตัวอย่างน้ำเสียแต่ละช่วงเวลา ปริมาณ 100 มล. ใส่ขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มล. ชุดควบคุม ใช้อาหารเลี้ยงจุลินทรีย์ Nutrient broth ปรับค่าสารอินทรีย์ในรูปซีไอดีให้เสมือนน้ำเสียจริง ทำการทดลอง จำนวน 2 ซ้ำ เติมตะกอนจุลินทรีย์ให้มีความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับมาตรฐาน McFarland No. 0.5 วัดค่าความเข้มข้นเชื้อจุลินทรีย์โดยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 600 นาโนเมตร (Thermo, Evolution 60S) จากนั้นนำชุดการทดลองไปบ่มที่อุณหภูมิห้อง (30 °C) และเขย่าที่ความเร็ว 150 รอบต่อนาที วัดการเจริญเติบโตของเชื้อจุลินทรีย์ ด้วยการวัดค่าการเปลี่ยนความขุ่นที่เวลา 0, 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, และ 12 ชม. จากนั้นพลอตกราฟหาความสัมพันธ์ระหว่างความขุ่นของเชื้อจุลินทรีย์และเวลา

4.2 การทดสอบความเป็นพิษที่มีต่อสาหร่ายน้ำจืด

ในการศึกษาผลกระทบต่อสาหร่ายน้ำจืดประยุกต์จาก OECD No. 201 (2002) ซึ่งเป็นการทดสอบ พิษแบบเฉียบพลัน ซึ่งใช้สาหร่ายน้ำจืดสายพันธุ์ *Chlorella vulgaris* (TISTR 8580) and *Scenedesmus quadricauda* (TISTR 8610) ซึ่งได้รับบริการสายพันธุ์จากสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) มีขั้นตอนการทดสอบดังนี้ นำตัวอย่างน้ำเสีย และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว เจือจางด้วย NSIII media ให้ได้สัดส่วน 0%, 6.25%, 12.5%, 25%, 50% และ 100% (v/v) โดยเตรียมให้มีปริมาตรสุดท้ายเท่ากับ 100 มล. ในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มล. ทำการทดลอง 2 ซ้ำ แบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด สำหรับ *C. vulgaris* และ *S. Quadricauda* ในการเริ่มต้นการทดลองต้องกำหนดค่าชีวมวลของสาหร่ายเริ่มต้นให้เท่ากันทุกชุดการทดลอง สาหร่ายที่ใช้ต้องมีการเจริญเติบโตในช่วง exponential growth phase ซึ่งต้องทำการเตรียมก่อนที่ทำการ ทดสอบ 2-4 วัน ระหว่างการทดลองต้องควบคุมปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโต ได้แก่ อุณหภูมิ ค่าพีเอช และค่าความเข้มแสงต้องมีค่าคงที่ตลอดระยะเวลาการทดลอง 48 ชม. ซึ่งต้องทำการวิเคราะห์ชีวมวลก่อนและ หลังการทดลอง โดยใช้วิธีการนับจำนวนเซลล์ด้วยสไลด์นับเซลล์ คือ Hemacytometer counting ร่วมกับการใช้ กล้องจุลทรรศน์ กำลังขยาย 10x จากนั้นทำการวิเคราะห์โดยใช้ระบบโพรบิท (Probit) มาใช้ในการคำนวณ หาค่า 48h-EC₅₀ ของความเข้มข้นน้ำเสียที่ส่งผลกระทบต่อปริมาณชีวมวลสาหร่ายที่ลดลง 50%

4.3 การทดสอบความเป็นพิษที่มีต่อแพลงค์ตอนสัตว์

การทดสอบความเป็นพิษที่มีต่อแพลงค์ตอนสัตว์ ประยุกต์วิธีการทดสอบจาก OECD 202 (2004) โดยใช้ไรแดง (*Moina macrocapa*) เป็นสัตว์ทดลอง คัดเลือกไรแดง เพศเมีย อายุไม่เกิน 24 ชม. ใส่ในบิกเกอร์ เติมน้ำเสียโรงพยาบาลและน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วที่มีการเจือจาง 0, 2, 4, 8, 16 เท่า ปริมาณ 20 มล. ต่อ ไรแดง 10 ตัว และเตรียมชุดควบคุมโดยใส่ไรแดงใน ISO test water (ละลาย 294 mg CaCl₂·2H₂O, 123 mg MgSO₄·7H₂O, 65 mg NaHCO₃ และ 6 mg of KCl ในน้ำปราศจากไอออน 1 ลิตร) นำชุดการทดลองเก็บไว้ในที่มืด ตลอดระยะเวลาการทดลอง ไม่ต้องให้อาหารและอากาศแก่ไรแดง ทำการทดลองเป็นระยะเวลา 48 ชม. เก็บ ข้อมูลไรแดงที่ไม่มีการเคลื่อนไหว และตาย ที่ 24 ชม. และ 48 ชม. เปรียบเทียบกับชุดควบคุม จากนั้นทำการ วิเคราะห์โดยใช้การวิเคราะห์แบบโพรบิท (Probit analysis) มาใช้ในการคำนวณ หาค่า 48h-EC₅₀ ของความ

เข้มข้นน้ำเสียที่ส่งผลกระทบต่อการศึกษาเคลื่อนที่ไรแดง 50% และค่า 48h-LC₅₀ ของค่าความเข้มข้นของน้ำเสียซึ่งทำให้ไรแดงตาย 50%

ผลการทดลอง

1. ปริมาณยาปฏิชีวนะที่ปรากฏในน้ำเสียวโรงพยาบาล และปริมาณการใช้ยาปฏิชีวนะของผู้ป่วยใน

จากผลการวิเคราะห์ยาปฏิชีวนะ 19 ชนิดในน้ำเสียวโรงพยาบาลทั้ง 7 แห่ง ในเขตกรุงเทพมหานคร แสดงดังตารางที่ 3 พบว่า ตรวจพบยาปฏิชีวนะทั้งหมด 11 ชนิด ซึ่งในจำนวนนี้ OFX+LFX NOR CIP และ SMX ตรวจพบในทุกโรงพยาบาล (100%) และมีค่าความเข้มข้นอยู่ในช่วงเดียวกับน้ำเสียวโรงพยาบาลที่ปรากฏในงานวิจัยอื่นๆ เมื่อพิจารณาปริมาณยาปฏิชีวนะแต่ละชนิดนั้น พบว่า NOR และ CIP ปนเปื้อนในน้ำเสียวโรงพยาบาลสูงที่สุด สามารถวิเคราะห์ความเข้มข้นอยู่ในช่วง 6.40-24.00 และ 4.00-24.00 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ซึ่งเมื่อเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมา NOR มีความเข้มข้นสูงกว่าที่พบในน้ำเสียวโรงพยาบาลแห่งอื่น รองลงมา SMX TC AMC ตรวจพบความเข้มข้นในช่วง 0.24-6.40 $\mu\text{g/L}$, 0.72-2.40 $\mu\text{g/L}$ และ 0.24-2.40 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ ส่วน LCM RXM และ TMP พบในปริมาณที่ต่ำกว่า 1.6 $\mu\text{g/L}$

เมื่อพิจารณาข้อมูลปริมาณการใช้ยาปฏิชีวนะของโรงพยาบาล H1 และ H2 แสดงดังตารางที่ 4 สามารถแบ่งยาปฏิชีวนะออกเป็น 10 กลุ่ม เห็นได้ชัดว่าโรงพยาบาล H2 มีปริมาณการใช้ยาสูงกว่า 6 เท่า ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณผู้ป่วยในของโรงพยาบาล H2 มีจำนวนมากกว่าโรงพยาบาล H1 ถึง 4.17 เท่า ซึ่งจากข้อมูลดังกล่าวสามารถหาปริมาณการใช้ยาปฏิชีวนะของผู้ป่วยในได้ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 4.13 และ 9.64 ก./คน/ปี สำหรับโรงพยาบาล H1 และ H2 ตามลำดับ ค่าที่คำนวณได้นั้นอยู่ในช่วงเดียวกับ Kummerer (2004). ซึ่งได้รวบรวมข้อมูลการใช้ยาปฏิชีวนะในประเทศสหรัฐอเมริกา มีค่า 17 ก./คน/ปี ขณะที่ในประเทศเยอรมัน มีค่า 3.85 ก./คน/ปี กลุ่มยาปฏิชีวนะที่มีการใช้สูงสุดคือ β -bactams ซึ่งได้แก่ Penicillins Cephalosporins และ β -bactams อื่นๆ คิดเป็นสัดส่วน 75-79% ของยาปฏิชีวนะทั้งหมด รองลงมาเป็นกลุ่ม Fluoroquinolones คิดเป็นสัดส่วน 8-9% ของยาปฏิชีวนะทั้งหมด สอดคล้องกับการศึกษาของ Kummerer (2009) ที่แสดงให้เห็นว่าการใช้ยาปฏิชีวนะในหลายประเทศ ยกเว้น β -bactams มีการสัดส่วนการใช้สูงถึง 50-70% ของยาปฏิชีวนะทั้งหมด รองลงมาได้แก่กลุ่ม macrolide และ fluoroquinolones แต่ถึงแม้ว่ายาในกลุ่ม β -bactams มีการสัดส่วนการใช้สูงสุด และมีค่าการขับถ่ายออกนอกร่างกายผู้ป่วยอยู่ในช่วง 40-95% ของปริมาณยาที่ได้รับเข้าสู่ร่างกาย (Kummerer and Henninger, 2003) แต่วิเคราะห์ที่ในพบบน้ำเสียวของโรงพยาบาลเพียง 29% (ตารางที่ 3) ซึ่งในกรณีนี้จากการศึกษาที่ผ่านมายังไม่แน่ชัดว่าการที่ตรวจพบ β -bactams ในปริมาณต่ำเกิดจากสาเหตุใด อาจเป็นเพราะโครงสร้างของยาที่เป็น lactam ring เกิดการทำปฏิกิริยากับสารชนิดอื่นที่ปรากฏในน้ำเสียว หรือเกิดจากเทคนิคการวิเคราะห์ Kummerer (2009) จากข้อมูลการปนเปื้อนยาปฏิชีวนะในน้ำเสียวและการใช้ยาปฏิชีวนะ พบว่ามีความสัมพันธ์กันในทางบวก คือ ยาปฏิชีวนะชนิดที่มีการใช้มาก สามารถตรวจพบในน้ำเสียวในปริมาณมากเช่นกัน โดยมีค่า $r^2 = 0.77-0.99$

ปริมาณยาปฏิชีวนะที่ถูกขับออกจากร่างกายนั้นขึ้นอยู่กับคุณสมบัติทางเคมีของยาชนิดนั้นๆ ซึ่งมีเปอร์เซ็นต์การขับออกจากร่างกายในช่วงกว้างตั้งแต่ 10% ถึง 90% ของปริมาณยาที่ผู้ป่วยได้รับ (Kummerer และ Henninger 2003) แต่จากการคำนวณปริมาณยาปฏิชีวนะที่ปรากฏในน้ำเสียวโรงพยาบาลนั้น พบเพียง 0.02% ของปริมาณยาที่ใช้ในแต่ละวัน แต่จากการศึกษาคุณสมบัติของยาโดยทั่วไปมีความสามารถในการดูดติดที่ผิวของตะกอน หรืออนุภาคอื่นๆ ที่อยู่ในน้ำภายในระบบรวบรวมน้ำเสียว (Dorival-Garcia et al. 2013) ด้วยสาเหตุนี้อาจทำให้ค่าความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะที่วิเคราะห์ได้มีค่าต่ำกว่าความเป็นจริง นอกจากนี้ยังเกิดจากการทำปฏิกิริยากับสารเคมีชนิดอื่นที่ปนเปื้อนในน้ำเสียว เช่น สารฆ่าเชื้อ (Kummerer 2009)

ตารางที่ 3 ยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสียวโรงพยาบาลทั้ง 7 แห่ง ในเขตกรุงเทพมหานคร

กลุ่มยาปฏิชีวนะ	ยาปฏิชีวนะ	อักษรย่อ	ความเข้มข้นยาปฏิชีวนะ, มค.ก/ล.			
			การศึกษานี้			งานวิจัยอื่นๆ ^c
			ความถี่ ^b (n=7)	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	
Beta Lactam	Amoxicillin	AMC	29	1.32	0.24-2.40	0.9
Chloramphenical	Chloramphenicol	CAM	0	<det	<det	0.07
Lincosamides	Lincomycin	LCM	29	0.16	0.16-0.160	0.2-2.0
Macralides	Erythromycin	ERY	86	0.2	0.032-0.64	0.013-0.8
	Roxithromycin	RXM	29	0.92	0.24-1.60	0.4-2.2
	Tylosin	TYL	0	<det	<det	-
Quinolones	Ofloxacin+ Levofloxacin	OFX+LFX	100	3.31	1.60-4.80	0.2-35.5
	Norfloxacin	NOR	100	12.11	6.40-24.00	0.2-1.6
	Ciprofloxacin	CIP	100	9.6	4.00-24.00	0.9-101.0
	Lomefloxacin	LFLX	0	<det	<det	-
	Nalidixic acid	NA	0	<det	<det	0.4
Sulfonamides	Sulfamethoxazole	SMX	100	2.89	0.24-6.40	0.3-25.3
	Sulfamerazine	SMZ	0	<det	<det	0.04-0.25
	Sulfathiazole	STH	0	<det	<det	<det
Tetracyclines	Chlortetracycline	CTC	0	<det	<det	<det
	Oxytetracycline	OTC	0	<det	<det	<det
	Tetracycline	TC	71	1.42	0.72-2.40	0.04
Other	Trimethoprim	TMP	86	0.49	0.08-1.60	0.3-7.6

Remarks: ^b โอกาสในที่พบในน้ำเสียจากโรงพยาบาลทั้ง 7 แห่ง (%); ^c เอกสารอ้างอิง: Schroder et al. 2012; Verlicchi et al. 2012; Santos et al. 2013.; det = detection limit.

ตารางที่ 4 ข้อมูลการใช้ยาปฏิชีวนะสำหรับผู้ป่วยใน

กลุ่มยาปฏิชีวนะ	ปริมาณการใช้ยา (กก./ปี) ^a		ยาปฏิชีวนะ	ปริมาณการใช้ยา (กก./ปี) ^a	
	H1	H2		H1	H2
Penicillins	8.04 (27.06)	97.81 (52.82)	Amoxicillin	0.00	16.09
			Co-amoxyclov	2.26	49.66
			Piperacillin	0.08	16.51
			Sultamicillin	5.19	0.71
Cephalosporins	12.17 (40.96)	41.55 (22.43)	cefacidal	0.00	7.38
			Cefalexin	4.11	0.00
			Ceftriaxone	3.14	17.15
Other β -bactams	2.142 (7.21)	6.81 (3.68)	Ertapenem	0.15	1.52
			Imipenem	0.99	1.40
			Meropenem	0.93	3.40
Aminoglycosides	0.10 (0.34)	0.45 (0.24)	Amikacin	0.07	0.38
			Gentamicin	0.03	0.04
			Streptomycin	0.00	0.03
Chloramphenicol	0.00 (0.00)	0.02 (0.01)	Chloramphenicol	0.00	0.02
Fluoroquinolones	2.49 (8.38)	16.09 (8.69)	Ciprofloxacin	1.54	9.25
			Levofloxacin	0.49	4.17
			Norfloxacin	0.33	1.18
Macrolides	0.51 (1.70)	4.97 (0.01)	Azithromycin	0.15	2.33
			Clarithromycin	0.30	4.35
			Roxithromycin	0.02	1.24
Sulfamethoxazole/Tri methoprim	0.33 (1.12)	1.88 (1.02)	Sulfamethoxazole/Tri methoprim	0.33	1.88
Tetracyclines	0.03 (0.11)	1.14 (0.62)	Doxycycline HCl	0.03	0.61
			Tigecycline	0.00	0.03
			Tetracycline	0.00	0.49
Other	3.90 (13.13)	10.25 (5.54)	Clindamycin	0.63	3.95
			Fosfomycin Na	1.75	4.32
			Metronidazole	0.68	0.00
			Vancomycin	0.45	1.12
Total	29.71 (100)	185.20 (100)			

หมายเหตุ: ^a ปริมาณยาปฏิชีวนะ (เปอร์เซ็นต์การใช้ยาปฏิชีวนะ)

2. ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาล และประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล

จากการศึกษาคุณลักษณะของน้ำเสียโรงพยาบาล คัดเลือกโรงพยาบาล 3 จาก 7 แห่ง ที่มีระบบบำบัดน้ำเสียต่างกัน พบว่า อัตราการเกิดน้ำเสียจากกิจกรรมต่างๆ ในโรงพยาบาลทั้ง 3 แห่ง (H1 H2 และ H3) มีค่า 0.9-1.0 ลบ.ม. ต่อเตียงต่อวัน เช่นเดียวกับโรงพยาบาลในประเทศที่พัฒนาแล้ว ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 0.2-1.2 ลบ.ม. ต่อเตียงต่อวัน (Verlicchi et al. 2010) น้ำเสียเกิดจากกิจกรรมต่างๆ ในโรงพยาบาล ได้แก่ น้ำเสียทั่วไป (ห้องครัว ห้องซักรีด กิจกรรมต่างๆ ของคนไข้และพนักงานโรงพยาบาล) และน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมทางการแพทย์ (การรักษาผู้ป่วย การวินิจฉัยโรค และการล้างอุปกรณ์เครื่องมือแพทย์) คุณลักษณะของน้ำเสียโรงพยาบาล และประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล แสดงดังตารางที่ 5 คุณลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาลมีลักษณะคล้ายคลึงน้ำเสียชุมชน (Mecalf and Eddy 2004) และน้ำเสียโรงพยาบาลที่ปรากฏในงานวิจัยอื่นๆ (Boillot et al. 2008) ค่าความสกปรกของน้ำเสียในรูป COD และ BOD จัดอยู่ในช่วงระดับปานกลาง คือ 250-800 mg/L และ 11-350 mg/L ตามลำดับ เมื่อพิจารณาความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพจากสัดส่วนของ BOD5/COD พบว่า มีค่า 0.26-0.34 ซึ่งน้ำเสียโรงพยาบาลทั้ง 3 แห่ง มีองค์ประกอบที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก อาจมีผลต่อระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งส่วนใหญ่เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ ส่วนในน้ำเสียชุมชนทั่วไป มีสัดส่วนของ BOD5/COD ในช่วง 0.4-0.8 สำหรับค่า TKN และ แอมโมเนีย พบว่า โรงพยาบาล H1 มีค่าปานกลาง เมื่อเทียบกับเกณฑ์น้ำเสียชุมชน (27 mg/L) ส่วนโรงพยาบาล H2 และ H3 มีค่าในช่วงสูง คือ 35-42 mg/L ค่าไนโตรเจนเฉพาะในโรงพยาบาล H2 ค่าไนเตรทถูกพบในโรงพยาบาลทุกแห่ง แต่มีค่าค่อนข้างต่ำ (< 0.72 mg/L) ส่วนโลหะหนักถูกพบปริมาณต่ำมาก (0.00-0.62 mg/L) ความเข้มข้นใกล้เคียงกับน้ำเสียของโรงพยาบาลที่มีการศึกษาโดย Emmanuel et al. (2005) และ Boillot et al. (2008) ในส่วนของคุณสมบัติทางชีวภาพของน้ำเสียโรงพยาบาลนั้น พบว่ามีปริมาณที่ต่ำกว่าน้ำเสียชุมชน คือ ค่าโคลิฟอร์มทั้งหมด (10^6 - 10^7 MPN/100 ml.) และฟีคัลโคลิฟอร์ม (10^5 - 10^6 MPN/100 ml.) โดยที่น้ำเสียชุมชนนั้นมีค่า ฟีคัลโคลิฟอร์ม 10^8 MPN/100 ml แสดงว่าในน้ำเสียโรงพยาบาลอาจมีสารบางชนิดเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในน้ำเสีย เช่น ยาปฏิชีวนะ หรือ สารฆ่าเชื้อโรค (Mecalf and Eddy 2004; Emmanuel et al. 2005).

ประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล สำหรับการกำจัดของแข็งและสารอินทรีย์ในรูป TSS COD และ BOD5 แต่ละระบบบำบัดฯ มีประสิทธิภาพ >98% >70% และ >95% ตามลำดับ ยกเว้นระบบ RBC สามารถกำจัด TSS ได้ <80% สำหรับการกำจัดสารอาหาร พบว่า MBR มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัด แอมโมเนีย ไนโตรเจน และไนเตรท โดยมีประสิทธิภาพอยู่ในช่วง 95%-97% ในขณะที่ CAS และ RBC มีประสิทธิภาพเพียง 39%-50% สาเหตุที่ระบบ MBR มีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสูงกว่าระบบอื่นๆ คือ ในขั้นตอนการเดินระบบมีระยะเวลาการเก็บกักเชื้อ (sludge retention time: SRTs) นานกว่าระบบอื่นๆ เป็นการเอื้อประโยชน์ให้กลุ่มแบคทีเรียที่เจริญเติบโตช้ามีปริมาณเพิ่มมากขึ้น เช่น แบคทีเรียกลุ่มไนตริฟายอิง ทำให้เกิดการย่อยสลายสารประกอบไนโตรเจนได้มากขึ้นเช่นกัน (Daigger et al. 2005) สำหรับการกำจัดแบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์ม พบว่า MBR สามารถกำจัดได้ 100% ถึงแม้ว่าไม่มีกระบวนการฆ่าเชื้อโรค ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับระบบ CAS ของโรงพยาบาล H1 ซึ่งไม่มีกระบวนการฆ่าเชื้อโรค พบเชื้อแบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์มและฟีคัลโคลิฟอร์มในปริมาณสูง คือ 10^5 MPN/100 ml และ 10^4 MPN/100 ml แสดงว่าสามารถกำจัดแบคทีเรียกลุ่มดังกล่าวได้เพียง 10^2 - 10^3 MPN/100 ml แต่ในกรณีที่ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล (H2 และ H3) มีกระบวนการฆ่าเชื้อโรค ซึ่งโดยทั่วไปใช้วิธีคลอรีนชัน พบว่า ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีปริมาณเชื้อแบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์มและฟีคัลโคลิฟอร์มในปริมาณต่ำ แต่จากการศึกษาที่ผ่านมาระบุว่าคลอรีนที่ตกค้างในน้ำทิ้ง มีผลต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ (Emmanuel et al. 2005) กล่าวโดยสรุปเห็นได้อย่างชัดเจนว่าระบบ MBR มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ สารอาหาร และเชื้อแบคทีเรียได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบดั้งเดิม (CAS และ RBC) ทั้งๆ ที่ไม่มีกระบวนการฆ่าเชื้อโรค

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดยาปฏิชีวนะของระบบบำบัดน้ำเสียนั้น พิจารณาเฉพาะในโรงพยาบาล H2 และ H3 ส่วน MBR ไม่นำนำมาร่วมพิจารณา เนื่องจาก MBR ที่นำไปติดตั้งเป็นระดับห้องปฏิบัติการ อีกทั้ง CAS จากโรงพยาบาล H2 มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับ RBC ในโรงพยาบาล H3 จากตารางที่ 6 แสดงความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะ 10 ชนิด ซึ่งชนิดของยาที่ตรวจวิเคราะห์พิจารณาจากผลการสำรวจน้ำเสียโรงพยาบาล และข้อมูลการใช้ยาปฏิชีวนะในโรงพยาบาล จะให้ได้ว่าตรวจพบ AMC ในน้ำเสียโรงพยาบาลค่อนข้างสูงโดยเฉพาะในโรงพยาบาล H3 (36.64 µg/l) แต่อย่างไรก็ตามกลับพบว่าทั้งระบบ CAS และ RBC กำจัด AMC ได้ >99% แสดงว่า AMC ถูกย่อยสลายทางชีวภาพ หรือเปลี่ยนรูปแบบโครงสร้างได้ง่าย แต่ถูกดูดซับในตะกอนได้น้อย ต่างกับยากลุ่ม fluoroquinolones และ tetracycline ถึงแม้ว่าจะเข้ามาในระบบในความเข้มข้นค่อนข้างต่ำ แต่สะสมในตะกอนสูงมาก แสดงว่ากลไกหลักในการกำจัดยาปฏิชีวนะกลุ่ม fluoroquinolones และ tetracycline คือ การดูดซับโดยตะกอน (Dorival-Garcia et al. 2013) ดังนั้นลักษณะตะกอนในระบบบำบัดน้ำเสียจึงมีความสำคัญ ได้แก่ ความเข้มข้นของตะกอน อายุตะกอน เป็นต้น จากผลการศึกษาครั้งนี้ ระบบ CAS ในโรงพยาบาล H2 มีประสิทธิภาพกำจัดยากลุ่ม fluoroquinolones ซึ่งได้แก่ OLF+LFX, NOR, CIP ได้สูงถึง 70%-80% และ TC ได้สูงถึง 80% เช่นกัน ในขณะที่ระบบ RBC ของโรงพยาบาล H3 มีประสิทธิภาพในการกำจัดยาปฏิชีวนะ AMC LIN SMX และ TMP ได้สูงถึง 95-99% ในกรณีนี้ระบบบำบัดน้ำเสียตั้งบนพื้นที่โล่งแจ้ง แตกต่างกับระบบอื่นๆ ที่ติดตั้งภายในอาคาร หรือใต้พื้นดิน ดังนั้นจึงมีข้อได้เปรียบ คือ RBC มีโอกาสได้สัมผัสกับแสงแดดโดยตรง ซึ่งรังสีจากดวงอาทิตย์สามารถทำลายโครงสร้างยาปฏิชีวนะอย่างรวดเร็ว ซึ่งจากงานวิจัยที่ผ่านมาการย่อยสลายโดยแสง (แสงแดด) ทำให้ยาปฏิชีวนะมีค่าครึ่งชีวิตต่ำลงเหลือน้อยกว่า 1 ชั่วโมง (Batchu et al. 2014) โดยสรุประบบบำบัดน้ำเสียทั้งแบบ CAS และ RBC มีประสิทธิภาพในการกำจัดยาปฏิชีวนะ โดยกลไกหลัก คือ การดูดซับ ยกเว้น AMC ที่ถูกกำจัดโดยการย่อยสลายทางชีวภาพเป็นหลัก แต่อย่างไรก็ตามความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะทุกชนิดที่ตรวจพบในน้ำเสีย และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีระดับต่ำมากเมื่อเปรียบเทียบกับค่า MIC (ปริมาณยาต่ำสุดที่ป้องกันไม่ให้เกิดการเจริญของแบคทีเรียในหลอดทดลอง) ซึ่งความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตของน้ำเสีย และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วแสดงในหัวข้อถัดไป

ตารางที่ 5 คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ของน้ำเสียโรงพยาบาล และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจาก ระบบบำบัดน้ำเสียรูปแบบต่างๆ

ดัชนี	H1 (MBR)		H2 (CAS)		H3 (RBC)		น้ำเสีย ชุมชน ^a	มาตรฐาน
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก		
pH	7.44 (0.50)	7.57 (0.32)	7.74 (0.22)	7.81 (0.15)	7.61 (0.14)	7.75 (0.08)	-	5-9 ^b
EC	944 (272)	943 (188)	1255 (350)	661 (293)	901 (170)	843 (138)	-	-
TS	621 (77)	723 (39)	566 (115)	257 (59)	410 (55)	331 (121)	390-1230	-
TSS	73 (23)	1 (2)	213 (206)	3 (2)	17 (5)	4 (3)	120-400	-
TDS	544 (48)	721 (40)	356 (137)	253 (57)	393 (58)	328 (123)	270-860	≤500 ^b
COD	371 (78)	109 (74)	390 (110)	161 (87)	368 (108)	151 (61)	250-800	-
BOD	125 (25)	1 (1)	102 (29)	6 (4)	95 (6)	4 (2)	11-350	≤20 ^b
TOC	53 (10)	7 (0.3)	70 (21)	6 (1)	63 (10)	5 (0.3)	80-260	-
TKN	34 (2)	0.92 (0.5)	44 (8)	22 (15)	46 (3)	28 (11)	-	≤35 ^b
Ammonia	27 (4)	1.32 (1)	35 (7)	18 (12)	42 (2)	24 (8)	12-45	-
Nitrite	ND	0.15 (0.21)	0.03 (0.04)	0.27 (0.34)	ND	0.70 (0.41)	0	-
Nitrate	0.33 (0.5)	4.03 (1.2)	0.26 (0.4)	7.34 (7.0)	0.72 (1.0)	6.44 (3.3)	0	-
Ortho-P	3.80 (0.6)	4.87 (0.7)	3.02 (0.6)	3.78 (1.3)	3.67 (0.1)	3.36 (0.2)	4-12	-
Total coliform	1.7E+07 (1.4E+07)	ND	7.9E+06 (2.9E+06)	20 (14)	2.6E+06 (2.7E+06)	590 (370)	10 ⁶ -10 ¹⁰	5,000 ^c
Fecal coliforms	3.1E+06 (1.7E+06)	ND	2.9E+06 (2.4E+06)	1.3 (1.9)	4.4E+05 (2.5E+05)	150 (53)	10 ³ -10 ⁸	1,000 ^c
Cd	0.007	ND	ND	0.002	ND	0.002	-	≤0.05 ^c
Cr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	≤0.05 ^c
Cu	0.020	ND	ND	ND	0.007	ND	-	≤0.10 ^c
Fe	0.289	ND	ND	ND	0.122	ND	-	-
Pb	0.141	0.123	0.130	0.084	0.078	0.046	-	≤0.05 ^c
Mn	0.081	0.035	0.036	0.047	0.093	0.049	-	≤1.00 ^c
Ni	0.023	ND	ND	ND	ND	ND	-	≤0.10 ^c
Zn	0.623	0.029	0.081	0.031	0.155	0.068	-	≤1.00 ^c

หมายเหตุ: หน่วย คือ mg/l ยกเว้น pH (ไม่มีหน่วย) EC: µS/cm Total coliforms and fecal coliforms: MPN/ 100 ml; ND: วิเคราะห์ไม่พบ; จำนวนตัวอย่าง = 3 ยกเว้น โลหะหนัก =1; ^a Metcalf and Eddy (2004); ^b ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุม การระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด; ^c ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 8 (พ.ศ. 2537) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน

ตารางที่ 6 ความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะในน้ำเสียโรงพยาบาล ตะกอน และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว

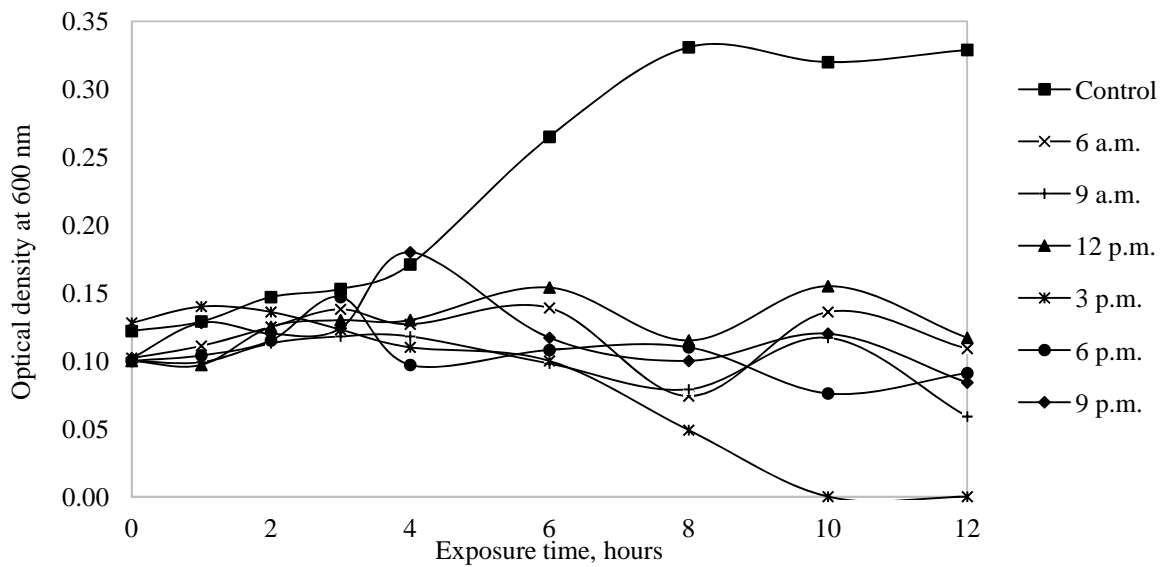
ยาปฏิชีวนะ ^a	ความเข้มข้นยาปฏิชีวนะ (µg/L หรือ µg/kg dry weight sludge)												MIC ₉₀ ^b (มก./ล.)
	H1 (MBR)				H2 (CAS2)				H3 (RBC)				
	น้ำเข้า	ตะกอน	น้ำออก	ประสิทธิภาพ	น้ำเข้า	ตะกอน	น้ำออก	ประสิทธิภาพ	น้ำเข้า	ตะกอน	น้ำออก	ประสิทธิภาพ	
AMC	4.91	NA	NA	-	10.32	549	0.09	99%	36.64	595	0.06	>99%	2-8
LIN	0.02	NA	NA	-	0.01	3.22	0.00	36%	0.04	1.10	0.00	97%	32-128
CLA	0.01	NA	NA	-	0.03	0.00	0.01	69%	0.15	2.22	0.06	57%	64
OFX+LFX	1.73	NA	NA	-	1.32	15,424	0.33	75%	1.25	6,306	0.90	28%	0.125/0.06
NOR	0.67	NA	NA	-	0.50	13,841	0.16	69%	0.62	6,305	0.22	64%	0.12
CIP	2.98	NA	NA	-	3.44	49,804	0.71	79%	4.35	25,844	1.70	61%	0.25
SMX	0.43	NA	NA	-	0.04	126	0.02	34%	1.41	118	0.03	98%	76
TC	0.31	NA	NA	-	0.78	11,835	0.15	81%	0.45	7,048	0.15	67%	256
TMP	0.06	NA	NA	-	0.01	30	0.01	0%	0.08	0.00	0.00	95%	4

หมายเหตุ: จำนวนตัวอย่าง = 2; NA = ไม่มีการวิเคราะห์; MIC₉₀= ปริมาณยาต่ำสุดที่ป้องกันไม่ให้เกิดการเจริญของแบคทีเรียในหลอดทดลอง 90%; ^aยาปฏิชีวนะ 10 ชนิดที่พบบ่อยในน้ำเสียโรงพยาบาล; ^b เอกสารอ้างอิง Nguyen et al. 2005; Petinaki et al. 2008; Sawant et al. 2007.

3. การทดสอบความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาล

3.1 การทดสอบความเป็นพิษที่มีต่อตะกอนจุลินทรีย์

ผลการศึกษาความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาลต่อตะกอนจุลินทรีย์แสดงดัง ภาพที่ 2 ซึ่งทดสอบตะกอนจุลินทรีย์กับน้ำเสียโรงพยาบาลที่เวลาต่างๆ เนื่องจากในแต่ละช่วงเวลามีพฤติกรรม และปริมาณการใช้น้ำที่แตกต่างกัน จากผลการทดลอง พบว่า จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ดีเฉพาะในชุดควบคุม เป็นลักษณะการเจริญเติบโตแบบปกติของจุลินทรีย์ คือ แสดงรูปแบบกราฟแบบซิกมอยด์ ในส่วนของชุดการทดลองที่เป็นน้ำเสียโรงพยาบาล พบว่า จำนวนจุลินทรีย์ค่อนข้างคงที่ แสดงให้เห็นว่าน้ำเสียโรงพยาบาลมีสภาวะไม่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยเฉพาะน้ำเสียที่เวลา 15.00 น. เมื่อระยะเวลาการทดลองผ่านไป 6 ชั่วโมง ทำให้จุลินทรีย์มีจำนวนลดลงอย่างเห็นได้ชัด แสดงว่าในช่วงเวลาดังกล่าวมีกิจกรรมที่ปล่อยสารบางชนิดที่มีผลฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ลงสู่ระบบรวบรวมน้ำเสีย เช่น กัมมันตรังสีนิวไคลด์ (Fischer et al. 2009), ผลิตภัณฑ์จำพวกยา (Lin and Tsai 2009) ยาปฏิชีวนะ (Verlicchi et al. 2012; Santos et al. 2013) และสารฆ่าเชื้อโรคที่ประกอบด้วยกลูตาราลดีไฮด์ และสารเคมีอื่นๆ (Jolibois et al. 2002) เช่นเดียวกับระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เมื่อมีสารพิษปนเปื้อนในน้ำเสีย เช่น ฟีนอล ไซยาไนต์ และไทโอไซยาไนต์ จะมีผลต่อตะกอนจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพเช่นกัน (Papadimitriou et al. 2007).



ภาพที่ 2 ผลการศึกษาความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาลต่อตะกอนจุลินทรีย์

3.3 การทดสอบความเป็นพิษที่มีต่อสิ่งมีชีวิตกลุ่มครัสตาเซีย

ไรแดง หรือ *M. marcocopa* ถูกใช้เป็นตัวแทนของสิ่งมีชีวิตกลุ่มครัสตาเซียในการทดสอบความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาล และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ไรแดงสามารถอาศัยในน้ำเสียชุมชนได้ โดยการบริโภคอนุภาคสารอินทรีย์ขนาดเล็กเป็นอาหาร (Nandimi et al. 2004) ผลการศึกษาครั้งนี้แสดงดังตารางที่ 7 ซึ่งพบว่าน้ำเสียของแต่ละโรงพยาบาล (H1 H2 และ H3) มีความเป็นพิษต่อไรแดง หรือค่า 48h-LC₅₀ เท่ากับ 32.37% 38.16% และ 36.82% (v/v) หรือเทียบเท่าระดับความเป็นพิษที่ 3.09TU 2.69TU และ 2.72TU ตามลำดับ ค่าระดับความเป็นพิษมีค่ามากกว่า 2 แสดงว่าน้ำเสียโรงพยาบาลเป็นพิษต่อไรแดง Emmanuel et al. (2005) ทดสอบความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาลต่อ *D. magna* มีระดับความเป็นพิษที่ 52-71 TU เห็นได้ว่าระดับความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาลที่มีต่อ *M. marcocopa* และ *D. magna* มีค่าต่างกันมาก อาจเป็นไปได้ว่า *D. magna* ความไวต่อสารพิษที่ปนเปื้อนในน้ำเสียมากกว่า *M. marcocopa* (Ji et al. 2012)

ส่วนน้ำที่ผ่านการบำบัดโดยระบบ CAS1 MBR CAS2 และ RBC มีค่า 48h-LC₅₀ เท่ากับ 54.09% 60.68% 59.25% และ 45.91% หรือเทียบเท่าระดับความเป็นพิษที่ 1.85TU 1.65TU 1.69TU และ 2.18TU ตามลำดับ ในกรณีนี้ พบว่า คลอรีนที่ตกค้างจากกระบวนการคลอรีเนชันไม่มีผลต่อความเป็นพิษต่อไรแดง เนื่องจากน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบ CAS1 (ไม่มีกระบวนการคลอรีเนชัน) และ CAS2 (มีกระบวนการคลอรีเนชัน) มีค่าระดับความเป็นพิษใกล้เคียงกัน และมีค่าน้อยกว่า 2TU ดังนั้นระดับความเป็นพิษที่เกิดจากน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบ RBC อาจมาจากค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีค่าสูงถึง 24 mg/L ในขณะที่น้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบ MBR และ CAS มีค่า 1-18 mg/L แอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำที่มีความเข้มข้นสูงจัดเป็นสารพิษต่อสัตว์น้ำ (Theepharaksapan et al. 2011) โดยสรุป ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลสามารถลดระดับความเป็นพิษของสารพิษที่ปรากฏในน้ำเสียที่มีต่อไรแดง และคลอรีนตกค้างจากกระบวนการคลอรีเนชันไม่มีความเป็นพิษต่อไรแดง

ตารางที่ 7 ค่าความเป็นพิษของน้ำเสียโรงพยาบาลและน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วต่อสาหร่ายน้ำจืด และแพลงค์ตอนสัตว์

โรงพยาบาล	ตัวอย่าง	สาหร่ายน้ำจืด				แพลงค์ตอนสัตว์		
		<i>C. vulgaris</i>		<i>S. quadricauda</i>		<i>M. microcopa</i>		
		72 h EC ₅₀ (% v/v) ^a	TU	72 h EC ₅₀ (% v/v) ^a	TU	Dose-response Equation	48 h LC ₅₀ (% v/v) ^a	TU
H1	Raw HWW	13.83	7.23	9.81	10.20	y = 3.395x - 0.127	32.37	3.09
	Treated CAS1	NA	NA	NA	NA	y = 3.1226x - 0.4119	54.09	1.85
	Treated MBR	ND	-	ND	-	y = 2.2589x + 0.9722	60.68	1.65
H2	Raw HWW	16.43	6.09	11.14	8.98	y = 3.4681x - 0.4852	38.16	2.62
	Treated CAS2	41.33	2.42	45.80	2.18	y = 3.2555x - 0.771	59.25	1.69
H3	Raw HWW	17.16	5.83	13.63	7.33	y = 3.2721x - 0.1242	36.82	2.72
	Treated RBC	51.60	1.94	87.10	1.15	y = 3.2389x - 0.3828	45.91	2.18

หมายเหตุ: TU = ระดับความเป็นพิษ (TU=100/EC₅₀); NA = ไม่มีการวิเคราะห์; ND = วิเคราะห์ไม่พบ; y = เลขโพรบิท เท่ากับ 5, x = ความเข้มข้นน้ำตัวอย่างในรูป log (%v/v);

สรุปผลการทดลอง

1. คุณลักษณะน้ำเสียโรงพยาบาลมีลักษณะคล้ายคลึงกับน้ำเสียชุมชนยกเว้นพบปริมาณยาปฏิชีวนะและชนิดในน้ำเสียโรงพยาบาลมีค่าสูงกว่ามาก
2. ความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสียมีความสัมพันธ์โดยตรงกับปริมาณการใช้ยาปฏิชีวนะต่อผู้ป่วยใน และยาปฏิชีวนะที่พบบ่อยในน้ำเสียโรงพยาบาล ได้แก่ AMC OFX+LFX NOR CIP และ SMX
3. ระบบ MBR มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ CAS และ RBC ในการบำบัดสารอินทรีย์ สารประกอบไนโตรเจน และเชื้อแบคทีเรียทั้งกลุ่มโคลิฟอร์ม และฟีคัลโคลิฟอร์ม ระบบ CAS และ RBC กำจัดยาปฏิชีวนะกลุ่ม fluoroquinolone และ tetracycline ด้วยกลไกการดูดซับติดผิวตะกอนจุลินทรีย์
4. น้ำเสียของโรงพยาบาลแต่ละแห่ง มีค่าระดับความเป็นพิษต่อตะกอนจุลินทรีย์ สาหร่ายน้ำจืด และแพลงก์ตอนสัตว์ ใกล้เคียงกัน แต่คลอรีนตกค้างจากกระบวนการคลอรีเนชันเป็นพิษต่อสาหร่ายน้ำจืด ระบบบำบัดน้ำเสียสามารถลดระดับความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตได้ดีที่สุดได้แก่ระบบ MBR

เอกสารอ้างอิง

- Aminov, R.I., Mackie, R.I. (2007). Evolution and ecology of antibiotic resistance genes. *FEMS Microbiol. Lett.* 271, 147–161.
- Auerbach, E.A., Seyfried, E.E., McMahon, K.D. (2007) Tetracycline resistance genes in activated sludge wastewater treatment plants. *Water Res.* 41, 1143–1151.
- APHA (2012) Standard methods for examination of water and wastewater 22nd edition. American Public Health Association, Washington DC.
- Batchu SR, Panditi VR, O'Shea KE, Gardinali PR (2014) Photodegradation of antibiotics under simulated solar radiation: Implications for their environmental fate. *Sci Total Environ* 470–471:299–310
- Boillot C, Bazin C, Tissot-Gerraz F, Droguet J, Perraud M, Cetre JC, Trepo D, Perrodin Y (2008) Daily physico-chemical and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent. *Sci Total Environ* 403:113-129.
- Brooks, J.P., Maxwell, S.L., Rensing, C., Gerba, C.P., Pepper, I.L. (2007). Occurrence of antibiotic-resistant bacteria and endotoxin associated with the land application of biosolids. *Can. J. Microbiol.* 53, 616–622.
- Collos Y, Harrison PJ (2014) Review: Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. *Mar Pollut Bull* 80:8–23
- Daigger GT, Rittmann TE, Adams S, Andreottola G (2005) Are membrane bioreactors ready for widespread applications? *Environ Sci Technol* 39(19):399A–406A.
- Dorival-García, N., Zafra-Gómez, A., Navalón, A., González, J., Vilchez, J. L. (2013). Removal of quinolone antibiotics from wastewaters by sorption and biological degradation in laboratory-scale membrane bioreactors. *Science of the Total Environment.* 442, 317–328
- Emmanuel E, Keck G, Blanchardb J, Vermande P, Perrodina Y (2004) Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. *Environ Int* 30:891 – 900
- Emmanuel E, Perrodin Y, Keck G, Blanchard JM, Vermande P (2005) Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. *J Hazard Mater* 117:1-11.
- EPA (2009) Pharmaceuticals and personal care product in water, soil, sediment and biosolids by HPLC/MS/MS. Method 1694, U.S. EPA, Washington DC.
- Fischer HW, Ulbrich S, Pittauerova D, Hettwig B (2009) Medical radioisotopes in the environment-following the pathway from patient to river sediment. *J Environ Radioact* 100:1079–1085
- Hu L.H., Martin, H.M., Strathmann, T.J. (2010) Oxidation kinetics of antibiotics during water treatment with potassium permanganate. *Environment Science & Technology.* 44 (16), 6416-6422

- Jolibois B, Guerber M, Vassal S (2002) Glutaraldehyde in hospital wastewater. *Arch Environ Contam Toxicol* 42:137–44.
- Ji K, Kim S, Han S, Seo J, Lee S, Park Y, Choi K, Kho Y, Kim P, Park J, Choi K (2012) Risk assessment of chlortetracycline, oxytetracycline, sulfamethazine, sulfathiazole, and erythromycin in aquatic environment: are the current environmental concentrations safe? *Ecotoxicology* 21:2031–2050.
- Kasprzyk-Hordern, B., Drinsdale, R.M., Guwy, A.J. (2008) The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK. *Water Res.* 42, 3498–3518.
- Kummerer, K., Meyer, M., Steger-Hartmann, T. (1997) Biodegradability of the anti-tumour agent Ifosfamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage, *Water Res.* 11, 2705–2710
- Kummerer, K. (2001) Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospital in relation to other sources – a review. *Chemosphere* 45, 957–969.
- Kummerer K and Henninger A (2003) Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluent. *Clin Microbiol Infect* 9:1203-1214.
- Kummerer K (2004) Resistance in the environment. *J Antimicrob Chemoth* 54:311–320.
- Kummerer K (2009) Antibiotics in the aquatic environment–A review–Part I. *Chemosphere* 75:417–434.
- Lin AU, Tsai Y (2009) Occurrence of pharmaceuticals in Taiwan's surface waters: Impact of waste streams from hospitals and pharmaceutical production facilities. *Sci Total Environ* 407:3793–3802.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2004) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition, revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, and H. David Stensel. McGraw Hill, New York.
- Micael, I., Rizzo, L., McArdeall, C.S., Manaia, C.M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Fatta-Kassinos, D. (2013) Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: a review. *Water Research.* 47(3), 957-995
- Mohee R (2005) Medical wastes characterization in healthcare institutions in Mauritius. *Waste Manage* 25:575-581.
- Nakada, N., Tonishima, T., Shinohara, H., Kiri, K., Takada, H. (2006) Pharmaceutical chemicals and endocrine disruptors in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water Res.* 40, 3297–3303.
- Nandini S, Aguilera-Lara D, Sarma SSS, Ramirez-Garcia P (2004) The ability of selected cladoceran species to utilize domestic wastewaters in Mexico City. *J Environ Manage* 71: 59-65
- Nguyen TV, Le PV, Le CH, Weintraub A (2005) Antibiotic Resistance in Diarrheagenic *Escherichia coli* and *Shigella* Strains Isolated from Children in Hanoi, Vietnam. *Antimicrob Agents Chemother* 49:816–819

- OECD (2002) Freshwater alga and cyanobacteria, growth Inhibition test. Test Guideline No. 201, Guidelines for the testing of chemicals, OECD, Paris.
- OECD (2004) *Daphnia sp.*, acute immobilization test. Test Guideline No. 202, Guidelines for the testing of chemicals, OECD, Paris.
- Papadimitriou Ch, Palaska G, Lazaridou M, Samaras P, Sakellaropoulos GP (2007) The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna. *Desalination* 211:177–191.
- Park S (2014) The selective use of chlorine to inhibit algal predators and avoid pond crashes for the algae-biodiesel industry. Master thesis, Georgia Institute of Technology
- Petinaki E, Guerin-Faubleee V, Pichereau V, Villers C, Achard A, Malbruny B, Leclercq R (2008) Lincomycin Resistance Gene *lnu(D)* in *Streptococcus uberis*. *Antimicrob Agents Chemother* 52:626–630
- Santos LHMLM, Gros M, Rodriguez-Mozaz S, Delerue-Matos C, Pena A, Barcelo D, Montenegro MCBSM (2013) Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: identification of ecologically relevant pharmaceuticals. *Sci Total Environ.* 461–462: 302-316.
- Sawant AA, Hegde NV, Straley BA, Donaldson SC, Love BC, Knabel SJ, Jayarao BM (2007) Antimicrobial-Resistant Enteric Bacteria from Dairy Cattle. *Appl Environ Microbiol* 73: 156–163
- Schroder HF, Tambosi JL, Sena RF, Moreira RFPM, Jose HJ, Pinnekamp J (2012) The removal and degradation of pharmaceutical compounds during membrane bioreactor treatment. *Water Sci Technol* 65:833–839.
- Schuster, A., Hadrick, C., Kummerer, K. (2008) Flow of active pharmaceutical ingredients originating from health care practices on a local, regional and nationwide level in Germany – is Hospital effluent treatment an effective approach for risk reduction? *Water, Air Soil Pollut.: Focus* 8, 457–471
- Suwanawat, S. (1993) Efficiency of the wastewater treatment plant of the hospital in Bangkok and its vicinity. Master thesis. Kasetsart University.
- Ternes TA, Joss A (2006) Human pharmaceuticals, hormones and fragrances. The challenge of micropollutances in urban water management. IWA Publishing, London.
- Theeppharaksapan S, Chiemchaisri C, Chiemchaisri W, Yamamoto K (2011) Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. *Bioresource Technol.* 102:5381-5388.
- Verlicchi P, Al Aukidy M, Galletti A, Petrovic M, Barcelo D (2012) Hospital effluent: investigation of the concentrations and distribution of pharmaceuticals and environmental risk assessment. *Sci Total Environ* 430: 109–118.
- Xiao, Y., Chang, H., Jia, A., Hu, J. Y. (2008) Trace analysis of quinolone and fluoroquinolone antibiotics from wastewaters by liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrophotometry. *Journal of chromatography. A* 1214 (1-2), 100-108

- Xu, W.-H., Zhang, G., Zou, S.-C., Li, X.-D., Liu, Y.-C. (2007) Determination of selected antibiotics in the Victoria Harbour and the Pearl River, South China using high performance liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Environ. Pollut.* 145, 672-679.
- Zhang, T., Zhang, M., Zhang, X., Fang, H.H. (2009) Tetracycline resistance genes and tetracycline resistant lactose-fermenting Enterobacteriaceae in activated sludge of sewage treatment plants. *Environ. Sci. Technol.* 43, 3455–3460.
- Zuccato, E., Castiglioni, S., Fanelli, R. (2005) Identification of the pharmaceuticals for human use contaminating the Italian aquatic environment. *J. Hazard. Mater.* 122, 205–209.

ภาคผนวก